



Outi Mähönen (toim.)

AMAP II - Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys



Suomen ympäristö

581

Outi Mähönen (toim.)

AMAP II - Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys

Rovaniemi 2002

LAPIN YMPÄRISTÖKESKUS

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy581/sy581.htm>

ISBN 952-11-1231-X (nid)
952-11-1232-8 (PDF)
ISSN 1238-7312

Kannen ja sivujen 8, 14, 28, 50, 62, 80, 94, 102 ja 126 kuvat: Aarno Torvinen
Sivujen 12 ja 20 kuvat: Ykä Karjalainen
Kuvien käsittely: Sari Björkbacka, Hannu Lehtomaa,
Riku Elo ja Sari Yliniva
Taitto: Kyllikki Koskela
Paino: Oy Sevenprint Ltd
Rovaniemi 2002

Sisällys

Alkusanat	7
Yhteenvedo	9
I Johdanto	13
2 Kansainvälinen arktinen yhteistyö	15
2.1 Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma, AMAP	16
2.1.1 AMAP-ohjelman tehtävät	16
2.1.2 Arktisen ympäristön tila -raportti 1997/98	17
2.1.3 Arktisen ympäristön tila -raportit 2002	18
3 Arktinen ympäristö ja ihmiset	21
3.1 Arktinen alue	21
3.1.1 Arktisen alueen ominaisuuksia	22
3.1.2 Arktiset ekosysteemit	22
3.2 Pohjoinen havumetsävyöhyke	24
3.3 Arktisen alueen ihmiset	24
3.3.1 Elinolosuhteet	24
3.3.2 Arktiset alkuperäiskansat	25
3.3.3 Suomen Lappi	26
4 Raskasmetallit	29
4.1 Johdanto	29
4.2 Päästöt ja kulkeutuminen	30
4.3 Pitoisuudet ilmassa ja laskeuma	32
4.4 Maaympäristö	35
4.5 Vesiympäristö	42
4.6 Tilanteen kehitys	48
5 Pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt	51
5.1 Johdanto	51
5.2 Päästöt ja kulkeutuminen	52
5.3 Pitoisuudet ilmassa ja laskeuma	53
5.4 Maaympäristö	55
5.5 Vesiympäristö	57
5.6 Tilanteen kehitys	60
6 Radioaktiivisuus	63
6.1 Johdanto	63
6.2 Päästöt ja kulkeutuminen arktisille alueille	63
6.3 Kertyminen ravintoketjuihin ja elintarvikkeisiin	68
6.3.1 Maaravintoketjut	68
6.3.2 Kalat	77
6.4 Yhteenvedo	79

7 Globaalit ilmakehämuutokset	81
Otsonikato ja UV-säteily	81
7.1 Johdanto	81
7.2 Otsoniin vaikuttavat tekijät	82
7.2.1 Säättekijät	82
7.2.2 Ilmakemia	83
7.2.3 Napa-alueiden otsonikato-ilmiö	84
7.3 Otsonin havaitut jakaumat ja muutokset	85
7.4 Auringon UV-säteilyyn vaikuttavat tekijät	85
7.5 UV-säteilyn globaali jakauma ja muutokset	86
7.6 Arvioita tulevasta kehityksestä	87
7.6.1 Freonien ja halonien vaikutus	88
7.6.2 Stratosfäärin ilmastomuutos	88
7.6.3 Otsonikato tulevina vuosikymmeninä	88
7.6.4 Arvioita UV-säteilyn tulevasta kehityksestä	90
Ilmastomuutos arktisella alueella	91
7.7 Havaittuja ilmaston vaihteluja ja trendejä	91
7.8 Ilmastomallien tuloksia	92
8 Kasvihuonekaasut Lapissa	95
8.1 Johdanto	95
8.2 Hiilidioksidin pitoisuus ilmakehässä	96
8.3 Hiilidioksidin vaihto ilmakehän ja ekosysteemien välillä Suomen Lapissa ..	97
8.3.1 Aapasuo	98
8.3.2 Tunturikoivikko	100
8.3.3 Mäntymetsä	100
8.3.4 Tekoaltaat	101
8.4 Katsaus tulevaisuuteen	101
9 Ihmisen terveys ja Lapin ympäristö	103
9.1 Johdanto	103
9.2 Ympäristön saasteiden myrkkövaikutukset	105
9.2.1 Ympäristön haitta-aineet lapsen näkökulmasta	105
9.2.2 Hermostovaikutukset	106
9.2.3 Lisääntymiseen liittyvät vaikutukset	106
9.2.4 Tautien vastustuskyvyn heikentyminen	106
9.2.5 Syöpä	106
9.2.6 Vaikutukset verenkiertoelimistöön	106
9.2.7 Ympäristösaasteiden terveysvaikutusten tutkiminen	107
9.3 Lapissa tutkitut ympäristösaasteet	107
9.3.1 Taustatietoja	107
9.3.2 Veren raskasmetallit (biomonitorointi)	108
9.3.3 Verestä tutkitut hivenaineet	111
9.3.4 Pysyvät orgaaniset klooriyhdisteet	111
9.4 Haitta-aineiden ja ravintoaineiden saannin laskeminen ravintokyselyn ja ruokapäiväkirjojen avulla	113
9.4.1 Odottavien äitien raskasmetallien saanti	113
9.4.2 Odottavien äitien ravitsemustilanne	113
9.4.3 Yhteenveto	115
9.5 Johtopäätökset	115
9.6 Toimenpiteet	115
Kirjallisuus	117

OSA II	127
---------------------	------------

<i>Kansainvälisen AMAP-työryhmän arviointi arktisen alueen saastumisesta 2002</i>	127
--	------------

<i>Johtopäätökset ja suositukset</i>	127
---	------------

1. Kansainväliset sopimukset ja toimenpiteet	128
2. Pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt	128
3. Raskasmetallit	129
4. Radioaktiivisuus	131
5. Ihmisen terveys	133
6. Muuttuvat kulkeutumisreitit	135
Kirjallisuus	135

<i>Kuvailulehdet</i>	136
-----------------------------------	------------

Alkusanat

Kansainvälisen Arktisen ympäristön seuranta- ja arviontiohjelman (Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP) ensimmäinen arktisen ympäristön tilaa kuvaava arviointiraportti (AMAP 1997) osoitti alueen säilyneen puhtaana maapallon moniin muihin alueisiin verrattuna. Raportti kuitenkin kiistatta todisti saasteiden kulkeutuvan arktiselle alueelle etelä-pohjoissuuntaisten meri- ja ilmavirtausten mukana ja Jäämereen laskevien jokien kuljettamana. Arktisen alueen olosuhteista johtuen haitta-aineet kertyvät siellä ravintoverkkoihin ja rikastuvat ravintoketjujen huipulla oleviin eläimiin, myös ihmiseen.

Suomen Arktisen neuvoston puheenjohtajuuskauden (2000 - 2002) päätteeksi AMAP julkaisi toisen arvioinnin arktisen alueen ympäristön tilasta ja siihen vaikuttavista tekijöistä. Erityinen huomio kiinnitettiin ensimmäisellä arviointikierroksella esiin tulleiden puutteiden selvittämiseen, kuten saasteiden kulkeutumisen ja kertymisen sekä niiden vaikutusten tutkimiseen.

Tämä julkaisu on katsaus Suomen pohjoisten alueiden ympäristön tilaan ja ihmisen terveyteen kansallisten tutkimusten perusteella. Tuloksia on ver-

rattu sekä muun Suomen tuloksiin että uusien AMAP-raporttien kuvaamaan koko arktisen alueen ympäristön tilaan. Kansainvälisen AMAP-raportin yhteen-veto ja erityisesti poliittisille päätöksentekijöille suunnatut johtopäätökset ja suositukset on toimitettu suomeksi ja liitetty tämän julkaisun toiseksi osaksi. Julkaisun taustalla on ympäristöministeriön nimittämä Suomen kansallinen AMAP-taustaryhmä, jonka työskentelyyn ovat aktiivisesti osallistuneet Outi Mähönen ja Pasi Iivonen (ympäristöministeriö), Juha Kämäri ja Jaakko Mannio (Suomen ympäristökeskus), Pekka Aikio (Suomen Saamelaiskäräjät), Leena Soininen (Lapin lääninhallitus), Kristina Rissanen (Säteilyturvakeskus, Pohjois-Suomen aluelaboratorio), John Derome (Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema), Gabor Gaál ja Reijo Salminen (Geologian tutkimuskeskus), Yrjö Viisanen, Petteri Taalas ja Sirkka Leppänen (Ilmatieteen laitos), Martti Rask (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos), Timo Hirvi ja Antti Oksanen (Eläinlääkintä- ja elintarviketutkimuslaitos) sekä Ann-Britt Andersin (Merentutkimuslaitos). Julkaisu on koottu ympäristöministeriön tuella.

Rovaniemi 9.9.2002
Kansallinen AMAP-taustaryhmä



Yhteenveto

Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma (Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP) seuraa ja arvioi arktisen ympäristön tilaa ja siihen vaikuttavia tekijöitä, mukaan lukien ihmisen terveyden ja ympäristön tilan välinen vuorovaikutus. Vuosina 1997/98 AMAP julkaisi ensimmäisen koko polaarisen napa-alueen kattavan arvionnin ympäristön tilasta ja ihmisen terveydestä.

Vuoden 2002 aikana AMAP julkaisee uudet tieteelliset arviointiraportit arktisen ympäristön raskasmetalli- ja ympäristömyrkkypitoisuuksista, ympäristön radioaktiivisuudesta, ihmisen terveydestä arktisella alueella sekä haitallisten aineiden kulkeutumisreittien muutoksista maailmanlaajuisen ilmastomuutoksen seurauksena. Tieteellisten raporttien pohjalta toimitettu yhteenvetoraportti (AMAP 2002. Arctic Pollution 2002) sisältää lisäksi kansainvälisen AMAP-työryhmän erityisesti päätöksentekijöille suuntaamat johtopäätökset ja suositukset tarvittavista toimista arktisen ympäristön suojelemiseksi.

Tässä Suomen kansallisen AMAP-taustaryhmän kokoamassa Lapin ympäristön tilanteeseen ja ihmisen terveyteen keskittyvässä raportissa esitetään uusimmat tulokset lähinnä kotimaisista tutkimuksista (osa I). AMAP-työryhmän suositukset on toimitettu suomeksi ja liitetty mukaan tähän julkaisuun (osa II).

Arktinen alue on monin tavoin yhteydessä muuhun maailmaan. Pohjoisille alueille suuntautuvat meri- ja ilmavirrat sekä joet kuljettavat haitallisia aineita, kuten raskasmetalleja ja pysyviä orgaanisia ympäristömyrkyjä hyvinkin kaukaa eteläisemmiltä alueilta. Arktisen alueen erityispiirteistä johtuen haitta-aineet kulkeutuvat ympäristöön ja ker-

tyvät ravintoketjuihin ja lopulta ravintoketjujen huipulla oleviin eläimiin, myös ihmisiin. AMAPin toisessa arvioinnissa korostuikin maailmanlaajuisen ympäristösopimusten toimeenpanon merkitys arktisen alueen suojelemisessa. Maailmanlaajuisella yhteistyöllä hoidettavia ympäristöongelmia ovat kaukokulkeutuvien saasteiden lisäksi ilmastomuutos ja yläilmakehän otsonikato.

Arktisen alueen asukkaiden terveyden ja ympäristön tilan välisen vuorovaikutuksen tutkimus osoitti, että ravinto on pääasiallinen altistumisen lähde ympäristömyrkyille. Grönlannin ja Kanadan inuitit ovat eniten altistuneita. Altistuminen liittyy erityisesti perinteiseen ruokavalioon kuuluvien merinisäkkäiden käyttöön. Uudet Grönlannista saadut tulokset antavat aihetta huoleen dioksiinien kaltaisten yhdisteiden kertymisestä elimistöön. Lapset ovat merkittävin riskiryhmä, koska koko sikiönkehityksen ja lapsen imetyksen ajan myrkyt siirtyvät äidistä lapseen, jolloin saanti lapsen ruumiinpainoa kohden laskettuna voi olla moninkertainen aikuisiin nähden. Suomen Lapin osalta voidaan vahvistaa tietoa Lapin ympäristön turvallisuudesta vastasyntyneelle lapselle. Tutkittujen ympäristömyrkkyyden ei todettu aiheuttavan ihmisen terveydelle haitallista altistumista. Seuranta tulee kuitenkin jatkaa ja uusia biomonitorointimenetelmiä kehittää haitallisten aineiden mahdollisten yhteisvaikutusten tutkimiseksi.

Pysyvien orgaanisten ympäristömyrkkyyden (Persistent Organic Pollutants, POPs) yleinen taso on arktisella alueella yleensä alhaisempi kuin lauhkeammilla vyöhykkeillä, mutta yhdisteiden kertyminen tiettyihin eliöihin on johtanut joissakin tapauksissa korkeisiin myrkkypitoisuuksiin osissa arktis-

ta aluetta. Erityisesti merellisten ravintoketjujen huipulla olevat merinisäkkäät, kuten jääkarhut, pohjanmerikarhut ja eräät valaat sekä petolinnut, kuten muuttohaukka ovat selvästi altistuneita. Joissakin arktisissa lajeissa esiintyy samankaltaisia haittavaikutuksia, joita tavataan kroonisesti POP-yhdisteille altistuneissa ei-arktisissa lajeissa. Suomen Lapissa POP-yhdisteiden mitaustieto on ollut tilannetta kartoittavaa, eliöihin kohdistuvia biologisia vaikutuksia ei ole tutkittu. Voidaan kuitenkin olettaa, että esimerkiksi poroissa tai sisävesikaloihin havaituilla altistumistasoilla ei ole vaikutuksia. Ihmisen terveyden kannalta POP-yhdisteiden pitoisuudet eivät vaikuta huolestuttavilta. Mitatut pitoisuudet eivät ole läheläkään elintarvikkeille asetettuja raja-arvoja ainoana poikkeuksena Itämeren vaikutuspiirissä olevat kala, lähinnä silakka ja lohi, joiden dioksiini-pitoisuudet ovat korkeita.

Arktisen alueen raskasmetalliongelma on kaksijakoinen: kaukokulkeutuvat elohopea ja kadmium aiheuttavat laajoilla alueilla raskasmetallipitoisuuksien kohoamista ja herkässä ympäristössä uhkan sekä eliöstölle että ihmiselle. Toisaalta arktisella alueella sijaitsee myös paikallisia päästölähteitä, joista ongelmallisempia ovat kaivos- ja metalliteollisuusyksiköt. Niiden välittömässä läheisyydessä päästöt (kupari, nikkeli, arseeni) myrkyttävät elollisen luonnon. Raskasmetallien osalta suurin huolenaihe arktisella alueella aiheutuu elohopeasta. Arktinen alue voi olla maailmanlaajuisen elohopeakierron nielu tavalla, jota ei olla aiemmin tiedetty. Elohopeaa laskeutuu ilmakehästä maahan lumen kautta muodossa, joka voi siirtyä eliöstöön. Siirtymismekanismi liittyy erityisesti arktiseen kevääseen ja auringon säteilyn voimistumiseen. Sarja kemiallisia reaktioita aiheuttaa lopulta sen, että elohopea hapettuu reaktiiviseksi samalla kun otsoni hajoaa. Kasvillisuuden ja eläimistön herätessä kasvukauteen elohopea siirtyy sulamisvesien kautta ravintoketjuihin. Paikoin sekä elohopea- että kadmium-pitoisuudet

ovat niin korkeat, että ne voivat vaikuttaa sekä eläinten että niitä ravintonaan käyttävän ihmisen terveyteen. Raskasmetallien vaikutukset Lapin luontoon eivät kuitenkaan vaikuta tällä hetkellä huolestuttavilta. Pitoisuudet vesissä tai maaperässä eivät ylitä rajoja, joilla arvioidaan olevan eliöille vaikutuksia. Elintarvikkeina käytävien marjojen, kalojen ja poronlihan raskasmetallipitoisuudet ovat alhaisia ja usein alempia kuin muilla pohjoisilla alueilla tai Etelä-Suomessa. Mutta vanhoihin eläimiin, kaloihin, hirviin ja poroihin kertyy niiden elämän aikana elohopeaa ja kadmiumia, minkä vuoksi isoja petokaloja ja iäkkäiden hirvien ja porojen munuaisia ja maksaa ei suositella ravinnoksi.

Ihmisen toiminnasta peräisin olevien radionuklidien pitoisuudet ovat laskussa arktisella alueella. Alueen merkittävin laaja-alaisen radioaktiivisen saastumisen lähde on ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden (1960-luvulla) aikaansaama maailmanlaajuinen radioaktiivinen laskeuma. Sen ei kuitenkaan voitu todeta lisänsä niin kutsuttujen säteilysyöpien määrää Pohjois-Lapissa. Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden (1986) vaikutukset olivat vähäiset arktisilla alueilla, mutta mitattavissa. Arktisen ympäristön erityispiirteistä johtuen erityisesti maa-alueet ovat haavoittuvampia radioaktiiviselle saastumiselle kuin maapallon monet muut alueet. Radionuklidit kertyvät erityisesti maaekosysteemeihin ja esimerkiksi jäkälä-poro-ihminen -ravintoketju rikastuttaa radioaktiivisen cesiumin lopulta ihmiseen. Harvaan asutulla arktisella alueella korostuu myös ympäristön suojelun merkitys ihmisen terveyden suojelun ohella. Suurin potentiaalinen uhka arktisen alueen väestölle on onnettomuus ydinvoimalassa arktisella alueella tai sen välittömässä läheisyydessä. Muita mahdollisia uhkia ovat onnettomuudet sotilaallisten toimintojen yhteydessä, kuten ydinaseiden käsitelyssä ja varastoinnissa, alusten ydinreaktoreiden irrottamisessa tai polttoaineen poistossa tai päästöt radioaktiivisen materiaalin varastoinnissa tai lop-

pusijoittamisessa. Suomen Lapin ympäristön nykytilanne on radioaktiivisuuden kannalta on hyvä. Ihmiseen kohdistuvaan säteilyannokseen eniten vaikuttavat ruoka-aineet ovat poronliha, makeanveden kalat, sienet, riista, marjat, luonnon vihannekset sekä maito. Nämä elintarvikkeet ovat turvallisia ja niitä kaikkia on voitu syödä myös 1960-luvulla ja Tshernobylin onnettomuuden jälkeen.

AMAP-arviointi osoitti, että ilmaston vaihtelevuudella ja maailmanlaajuisella ilmaston muutoksella on selvä vaikutus ympäristömyrkkyjen kulkeutumisreitteihin arktiselle alueelle, arktisella alueella ja arktiselta alueelta.

Ilmakehän osalta suurimmat muutokset on tähän mennessä havaittu otsonikerroksen ohentumisena ja aurin-

gon UV-säteilyn voimistumisena. Arktisen alueen otsonikatoa on havaittu seitsemänä keväänä viimeksi kuluneen kymmenen vuoden aikana. Auringon UV-säteilyn on arvioitu voimistuneen 10 % / vuosikymmen erityisesti otsonikadon vuoksi sitten 1980-luvun.

Arktisella alueella odotetaan tapahtuvan maailmanlaajuisesti suurinta lämpenemistä, eli jopa 6 - 8 °C kuluvan vuosisadan loppuun mennessä. Tällä odotetaan olevan suurta vaikutusta pohjoisen alueen lumi- ja jääpeitteeseen, luontoon sekä elinkeinoihin. Ilmastomuutoksen odotetaan vaikuttavan myös merivirtoihin, millä on potentiaalisesti huomattavaa merkitystä Suomenkin ilmaston kannalta.



Johdanto

Kansainvälinen arktinen yhteistyö on horisontaalista yhteistyötä kahdeksan arktisen maan (Islanti, Norja, Ruotsi, Suomi, Tanska, Kanada, Venäjä, Yhdysvallat) välillä. Arktisilla mailla on maa-alueita pohjoisen Napapiirin pohjoispuolella ja huomattavista eroavaisuuksista huolimatta niillä on paljon yhteistä. Arktiset maat toimivat Arktisen neuvoston kautta, joka on maiden perustama yhteistyöfoorumi arktisen yhteistyön edistämiseksi. Ympäristöyhteistyö, ympäristönsuojelu ja luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen, on yksi yhteistyön merkittävimmistä sektoreista. Kun ympäristön hyvinvointi on suoraan yhteydessä ihmisen hyvinvointiin pyrkii Arktinen neuvosto edistämään myös alueen kestävä kehitystä ja ihmisen toiminnan ja ympäristönsuojelun välistä yhteensovittamista.

Ympäristöongelmat, kuten ympäristösaasteet ovat maapallon laajuinen ongelma. Arktinen alue on monin tavoin suoraan tai välillisesti yhteydessä maapallon muihin alueisiin. Vaikka arktinen alue on säilynyt suhteellisen puhtaana ja koskemattomana, globalisaation kautta arktiseen ympäristöön kohdistuu useita haasteita. Arktisen alueen rikkaiden luonnonvarojen hyödyntäminen lisääntyy ja sitä myöten myös taloudellinen toiminta kasvaa pohjoisilla alueilla. Ihmisen toiminnasta aiheutuvat saasteet leviävät ja kaukokulkeutuvat ilma- ja merivirtojen ja jokien kuljettamana eteläisemmiltä teollisuusalueilta arktiselle alueelle. Globaalimuutos, mukaan lukien ilmaston muutos ja lisääntynyt ultraviolettisäteily vaikuttavat arktiseen ympäristöön ja muuttavat elinympäristöjä ja luonnon monimuotoisuutta. Kaikki nämä muutokset ovat edelleen yhteydessä arktisen alueen asukkaiden terveyteen ja hyvinvointiin.

Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma, (Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP) on Arktisen neuvoston alainen asiantuntijaohjelma, jonka tehtävänä on arktisen ympäristön tilan seuranta ja arviointi, mukaan lukien ihmisen terveyden ja ympäristön tilan välisen vuorovaikutuksen arviointi. AMAP tuottaa tietoa, jota käytetään hyväksi arvioitaessa tarvittavia toimenpiteitä arktisen ympäristön suojelemiseksi.

Vuosina 1997/98 AMAP julkaisi ensimmäisen koko arktisen alueen ympäristön tilaa ja siihen vaikuttavia tekijöitä käsittelevän tieteellisen arvioinnin. Ensimmäisen arvioinnin tuloksiin perustuen ja sen suuntaamana AMAP-ohjelman toinen arviointi (1998 - 2002) keskittyi erityisesti tiedon alueellisen kattavuuden parantamiseen, saasteiden kulkeutumisen selvittämiseen ja niiden vaikutusten arviointiin. AMAP:n viisi uutta tieteellistä raporttia käsittelevät hitaasti hajoavia orgaanisia ympäristömyrkköjä, raskametalleja, radioaktiivisuutta, ihmisen terveyden ja ympäristön saastumisen välistä suhdetta sekä saasteiden kulkeutumisen ja ilmaston muutoksen välistä vuorovaikutusta arktisella alueella. Tieteellisiin teemaraportteihin perustuen AMAP julkaisi myös yhteenvetoraportin (AMAP 2002), mikä sisältää AMAP-työryhmän suositukset poliittisille päätöksentekijöille tarvittavista toimista arktisen ympäristön merkittävimpien ympäristökysymysten ratkaisemiseksi.

Tässä raportissa ympäristömyrkköjä, ympäristön radioaktiivisuutta ja ihmisen terveyttä tarkastellaan Suomen Lapin näkökulmasta. Arvio Lapin ympäristön tilasta ja tulevaisuudesta perustuu etenkin kansallisten tutkimusten tuloksiin, joita on verrattu muualla arktisella alueella saatuihin tuloksiin.



Kansainvälinen arktinen yhteistyö

2

Maapallon pohjoisimmilla alueilla, ns. sirkumpolaarisella arktisella alueella, kansainvälinen ympäristöyhteistyö aloitettiin virallisesti vuonna 1991, kun Arktiset maat (Pohjoismaat, Kanada, Venäjä, Yhdysvallat) allekirjoittivat Arktisen ympäristön suojelustrategian (Arctic Environmental Protection Strategy, AEPS). Toiminnan tavoitteeksi määriteltiin alueen ekosysteemien suojelu, mukaan lukien ihminen. Lisäksi Arktisten maiden tuli huolehtia arktisen ympäristön suojelun tehostamisesta, ongelmien korjaamisesta sekä luonnonvarojen suojelemisesta siten, että luonnonvarojen hyödyntäminen tapahtuu kestävän kehityksen mukaisesti ja ottaen huomioon paikallisten asukkaiden ja alkuperäiskansojen tarpeet. Suojelustrategiaa toteutti neljä ympäristöohjelmaa, jotka Arktisen neuvoston perustamisen (1996) myötä siirtyivät osaksi neuvoston toimintaa.

Arktinen neuvosto on Arktisten maiden hallitusten välinen yhteistyöfoorumi, joka käsittelee ja edistää arktisen alueen yhteistyötä. Toiminnan pääteemat ovat ympäristönsuojelu ja kestävän kehityksen toteuttaminen alueen asukkaiden taloudellisen, sosiaalisen ja kulttuurisen hyvinvoinnin edistämiseksi. Neuvosto koostuu kahdeksasta jäsenvaltiosta, pysyvistä osallistujista sekä tarkkailijoista. Arktisen neuvoston päätöksentekoa tukevat pysyvinä osallistujina arktisten alkuperäiskansojen edustajat, joiden perinteinen ja kulttuurinen tietämys alueesta on arvokasta.

Pysyvät osallistujat edustavat saamelaisia, Venäjän pieniä pohjoisia alkuperäiskansoja, inuitteja sekä Kanadan ja Yhdysvaltojen arktisilla alueilla asuvia intiaaniheimoja. Lisäksi tietoon perustuvaa päätöksentekoa tukee tarkkailijoina toimivien yli 20 tahon osaaminen. Tarkkailijoiden joukossa on valtioita (Saksa, Ranska, Puola, Iso-Britannia, Alankomaat), kansainvälisiä ja alueellisia järjestöjä (mm. YK:n ympäristöohjelma UNEP, Northern Forum), parlamentaarikkoja (Standing Committee of Parliamentarians of the Arctic Region), tutkimusyhteisöjen edustajia (mm. International Science Committee) sekä kansalaisjärjestöjä (mm. WWF).

Arktisen neuvoston korkein päätävä elin on ulkoministerikokous, mikä kokoontuu kahden vuoden välein. Ministerikokousten väliaikoina työskentelee virkamieskokous (SAO-kokous, Senior Arctic Officials). Kokoukselle raportoivat viisi rinnakkaista työryhmää, jotka toteuttavat neljää ympäristöohjelmaa sekä kestävän kehityksen ohjelmaa. Työryhmien toiminnasta ja hankkeista koostuu neuvoston työn konkreettinen sisältö. Työryhmien lisäksi neuvosto voi harkintansa mukaan perustaa hankkeita tai ohjelmia, kuten Arktisen neuvoston toimintaohjelma arktisen alueen saastumisen ehkäisemiseksi (Arctic Council Action Plan to Eliminate Pollution of the Arctic, ACAP) (www.arctic-council.org/acap.asp).

Arktisen neuvoston työryhmät (www.arctic-council.org)

1) **Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma** (Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP) (www.amap.no)

- Ohjelman tehtävänä on seurata ihmisen toiminnasta peräisin olevien saasteiden tasoa ja arvioida niiden vaikutuksia koko sirkumpolaarisella alueella ja ympäristön kaikilla tasoilla mukaan lukien ihminen.

2) **Arktisen kasvillisuuden ja eläimistön suojeluohjelma** (Conservation of Arctic Flora and Fauna, CAFF) (www.caff.is)

- Ohjelman tehtävänä on edistää arktisen alueen eliölajien ja elinympäristöjen suojelua ja tehostaa lajeja ja niiden elinympäristöjä koskevaa tiedon vaihtoa ja tutkimusta sekä pyrkiä sisällyttämään arktinen luonnonsuojelu osaksi maailmanlaajuisia luonnonsuojelutyötä.

- **Ilmaston muutoksen vaikutusten arviointihanke** (Arctic Climate Impact Assessment, ACIA) (www.acia.uaf.edu) on laaja yhteistyöhanke, josta Arktisen neuvoston osalta vastaavat AMAP ja CAFF. Tavoitteena on arvioida globaalin ilmaston muutoksen ja lisääntyneen UV-säteilyn vaikutuksia sekä ympäristöön että ihmisen toimintaan arktisella alueella. ACIA-raportti valmistuu vuonna 2004.

3) **Arktisen meriympäristön suojeluohjelma** (Protection of the Arctic Marine Environment, PAME) (www.pame.is)

- Ohjelman vastuulla on edistää arktisen merialueen suojelua suoraan toimenpideohjelmien avulla tai vaikuttamalla kansainvälisiin sopimuksiin. Ohjelma on alueellinen arktinen ohjelma, joka osaltaan toteuttaa maailmanlaajuisista merten suojeluohjelmaa (Global Programme Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities).

4) **Ympäristöonnettomuuksien torjunta arktisella alueella** (Emergency Prevention, Preparedness and Response, EPPR) (www.arctic-council.org/eppr.asp)

- Ohjelman tavoitteena on suojella arktista ympäristöä niistä uhista ja vaikutuksista, jotka syntyvät mahdollisesti tahattomia päästöjä aiheuttavista toiminnoista. Ohjelma arvioi onnettomuusriskejä, esittää ennaltaehkäisytoimenpiteitä ja torjuntajärjestelyjä, sekä parantaa yhteistyön edellytyksiä onnettomuuksien torjunnassa.

5) **Kestävän kehityksen työryhmä** (Sustainable Development Working Group, SDWG) (www.arctic-council.org/sdwg.asp)

- tavoitteena on kestävän kehityksen periaatteiden soveltaminen arktiselle alueelle eri hallinnonaloilla, ml. talous, terveys, sosiaaliset kysymykset, liikenne, infrastuktuuri, kulttuuri, koulutus. Sotilaallisia kysymyksiä ei käsitellä.

2.1 Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma, AMAP

2.1.1 AMAP-ohjelman tehtävät

AMAP perustettiin vuonna 1991 seuramaan ja arvioimaan ihmisen toiminnasta peräisin olevien saasteiden tasoa ja vaikutuksia koko sirkumpolaarisella pohjoisella napa-alueella. Ohjelman tehtävänä on kerätä ja tuottaa luotettavaa tietoa arktisen ympäristön tilasta, ja tarjota tieteelliseen tietoon perustuvaa tu-

kea arktisten maiden hallituksille arktisen ympäristön suojelua koskevassa päätöksenteossa.

AMAP-ohjelman toimintaa ohjaa kaksi jäsenmaiden hyväksymää asiakirjaa. Konkreettinen toiminta on kirjattu tutkimus- ja seurantaohjelmaan, mikä sisältää ohjelmat haitta-aineiden seurannasta eri ympäristöissä (ilma, vesi, maa, meri, ihmisen terveys). Lisäksi sovitetaan laadunvarmistuksen, tulosten toimittamisen ja julkisuuden periaatteista. Ohjelmasta AMAP:n jäsenmaat laativat kansalliset toteutusohjelmat, National Implementation Plan (NIP), joissa konkreettinen toiminta kuvataan yksityiskohtaisesti osaohjelmittain (Mäihönen & Rissanen 2000). Toinen asiakir-

ja on toimintastrategia (AMAP 1999), joka on AMAP:n toiminnan kattava strategia Arktisen neuvoston ministerikousten antamien tehtävien toteuttamisesta, yhteistyöstä jäsenmaiden, tarkkailijoiden ja tieteellisten järjestöjen välillä sekä yhteenveto tutkimus- ja seurantaohjelmien toteuttamisesta ja arviointiraporttien valmistelusta.

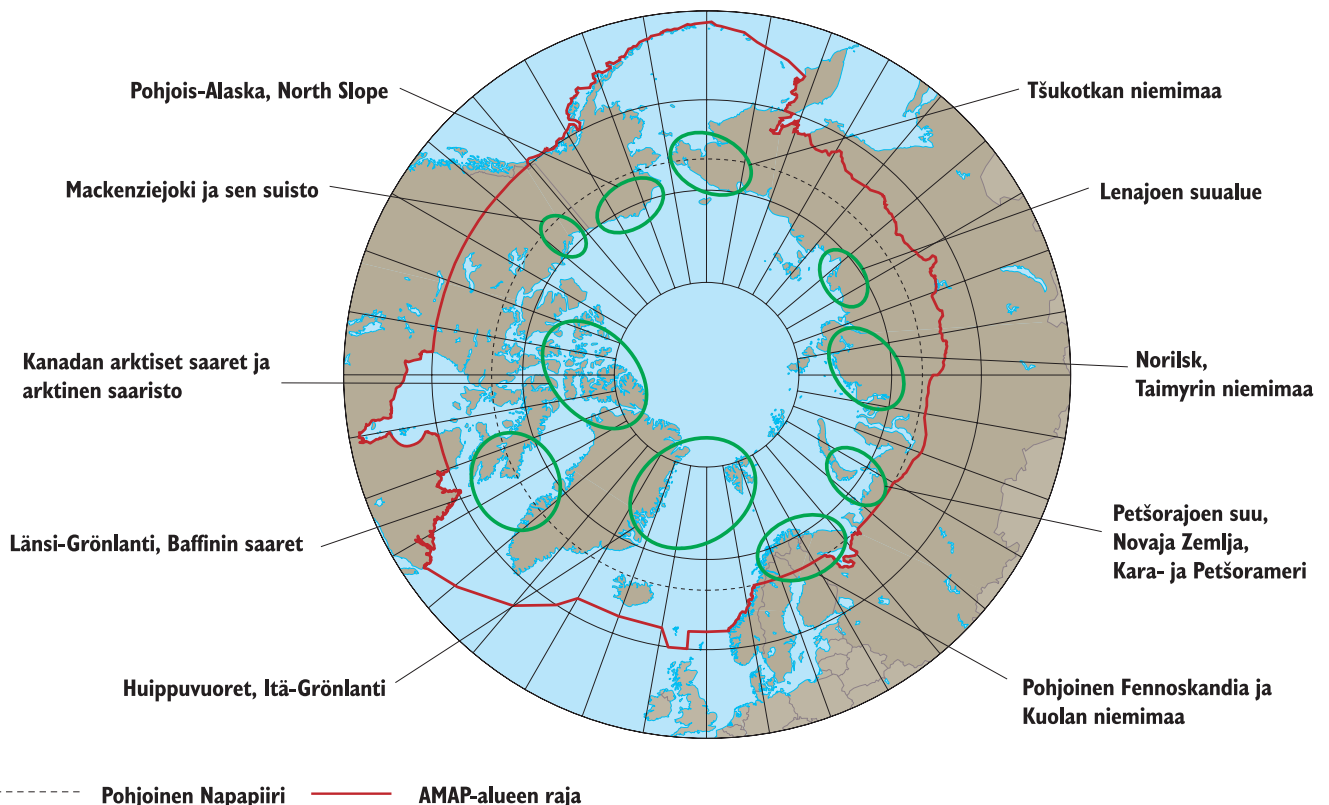
Arktisen ympäristön tilan arvioinnin maantieteellisen kattavuuden parantamiseksi ja osallistuvien tahojen yhteistyön tehostamiseksi AMAP suuntaa seurantaan tietyille avainalueille (kuva 2.1). Alueet eivät ole yksittäisiä havaintopaikkoja, vaan niille pyritään keskittämään ympäristön eri osa-alueiden seurantaan mukaan lukien tutkimuksia ihmisen ja ympäristön saastumisen välisestä suhteesta. Osa avainalueista on tausta-alueita, joissa mitatut haitta-ainepitoisuudet ovat alhaisia ja osa alueista edustaa haitta-aineille enemmän altistuvia alueita. Pohjoisen Fennoskandian ja Kuolan niemimaan kattavaan alueeseen sisältyy sekä tausta-aluetta että ympäristösaasteille altistunutta aluetta. Näin ollen alueen sisäiset pitoisuusvaihtelut ovat suuret. Suomen, Ruotsin, Norjan ja Venäjän välinen yhteistyö keskittyy ilma- ja maan veden seurantoihin.

2.1.2 Arktisen ympäristön tila -raportti 1997/98

Vuonna 1993 AMAP aloitti arviointiprosessin, jonka tavoitteena oli kerätä aineisto ympäristöriskien arviointiin arktisella alueella, selvittää kiireellisimmät ongelmat, ja arvioida tarvittavat toimenpiteet arktisten ekosysteemien säilymiseksi. Arviointi perustui olemassa olevaan tieteelliseen materiaaliin, AMAP-seurannasta saatuihin tuloksiin ja arktisten alkuperäiskansojen ja paikallisten asukkaiden perinteiseen tietämykseen. Arviointi oli laaja kansainvälinen yhteistyöhanke, johon osallistui satoja asiantuntijoita ja tutkijoita kaikista arktisista maista, AMAP-ohjelman tarkkailijamaista, kansainvälisistä järjestöistä, tieteellisistä yhdistyksistä ja alkuperäiskansojen organisaatioista.

Kesällä 1997 julkaistiin Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report (AMAP 1997), joka on yhteenveto ja synteesi tieteellisestä raportista. Alkuperäinen englanninkielinen raportti on käännetty myös venäjäksi, norjaksi, tanskaksi sekä grönlandin ja saamen kielille. Syksyllä 1998 julkaistu AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues (AMAP 1998) on katta-

Kuva 2.1. AMAP-seurannan avainalueet (AMAP).



AMAP 1997/98 arviointiraporttien johtopäätökset

- pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt (POPs) - tilanne ei parane
- raskasmetallit – pitoisuustasot todennäköisesti kasvussa
- radioaktiivisuus – riski edelleen korkea
- happamoituminen – alueelliset vaikutukset jatkuvat
- öljy-yhdisteet – riski kasvaa
- ultraviolettisäteily – yläilmakerkehen otsonikato jatkuu
- ilmaston muutos – ongelma todennäköisesti vakava arktisella alueella

Raporttien perusteella voidaan arktisen alueen ympäristöön arvioida kohdistuvan lukuisia potentiaalisia uhkia, jotka aiheutuvat mm.

- uusien orgaanisten kemiallisten aineiden tuotannosta ja käytöstä, mukaan lukien uuden sukupolven hyönteismyrkyt;
- lisääntyvistä raskasmetallien ja muiden aineiden päästöistä, jotka aiheutuvat arktisten alueiden ja eteläisempien kehittyvien alueiden teollisuuden kasvusta;
- radionuklidien, hiilivetyjen ja pysyvien orgaanisten yhdisteiden päästöistä onnettomuustilanteissa, jotka tapahtuvat tuotannon, kuljetuksen, jätteiden hävityksen tai varastoinnin aikana;
- odottamattomien luonnonilmiöiden, kuten tulvien, myrskyjen ja maanjäristysten aikaansaamasta saasteiden päästöistä ja saasteiden leviämisestä.

va tieteellinen, kirjallisuusviittaukset sisältävä julkaisu arktisesta ympäristöstä ja sen asukkaista sekä ympäristön haitta-ainepitoisuuksista ja niiden ja ihmisen terveyden välisistä yhteyksistä. Julkaisu valmistui CD-ROM -muodossa loppuvuodesta 1999. Suomen kansallinen AMAP-taustaryhmä kirjoitti Suomen Lapin ympäristön tilaan keskittyvän kansallisen raportin: AMAP - Arktisen ympäristön tilan ja Suomen Lappi (Mähönen & Joki-Heiskala 1997).

AMAP-ohjelman ensimmäisen vaiheen arvionnin tuloksia on käytetty hyväksi niin arktisella alueella kuin sen ulkopuolellakin. Tulokset ovat toimineet tieteellisenä perustana valmisteltaessa kansainvälisiä ympäristösopimuksia, kuten ilman epäpuhtauksien kaukokulkeutumista koskevaa yleissopimusta (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, LRTAP) tai sopimuksia hitaasti hajoavien orgaanisten yhdisteiden (Persistent Organic Pollutants, POPs) käytön ja päästöjen rajoittamisesta. Nämä ovat merkittäviä kansainvälisesti sitovia sopimuksia, jotka rajoittavat arktisille alueille kulkeutuvien ja ravintoverkkoihin kertyvien ympäristömyrkköjen määrää.

AMAP-raportit osoittivat arktisen alueen merkittävimmät ja kiireellisiä toimenpiteitä vaativat ympäristön saastu-

mista koskevat uhkat. Tutkimustiedon perusteella tehtiin kansainvälinen ympäristöpoliittinen päätös, jonka perusteella ryhdyttiin laatimaan konkreettista ohjelmaa ongelmien ratkaisuksi. Tästä tuloksena vuonna 2000 hyväksyttiin Arktisen neuvoston toimintaohjelma (Arctic Council Action Plan to Eliminate Pollution of the Arctic, ACAP), arktisen alueen saastumisen estämiseksi ja tilanteen parantamiseksi. Jo vuonna 1998 Arktinen neuvosto suuntasi toimintaa AMAP-raporttien osoittamiin ympäristöongelmiin Venäjällä. Raporteissa esille tuodut ongelmat Venäjän PCB-jätteiden tilanteesta johtivat USA:n aloitteesta perustettuun laajaan yhteistyöhankkeeseen, jolla tuetaan Venäjän PCB-jätteiden asianmukaisesta hävittämistä ja luopumista aineen käytöstä (AMAP 2000).

2.1.3 Arktisen ympäristön tila -raportit 2002

Arktisen ympäristön tilan ensimmäisen arvionnin jälkeen Arktinen neuvosto antoi AMAP-ohjelmalle tehtäväksi päivittää raportit ja esittää ympäristön tilan kehityssuunnat. Suomen Arktisen neuvoston puheenjohtajuuskauden

(2000 - 2002) päätteeksi AMAP julkisti uudet tieteelliset arviointiraportit liittyen arktisen ympäristön raskasmetalleihin, pysyviin orgaanisiin ympäristömyrkkyyhin ja radioaktiivisuuteen, ihmisen terveyden tasoon sekä haitallisten aineiden kulkeutumisreitteihin suhteessa maailmanlaajuiseen ilmaston muutokseen. Toimitettu kansantajuinen yhteenvetoraportti, AMAP 2002. Arctic Pollution 2002, johtopäätöksineen ja suosituksineen esitettiin Arktisen neuvoston ministerikokoukselle Inarissa lokakuussa 2002.

AMAP-ohjelman toinen arktisen ympäristön tilan arviointi painottaa kansainvälisten sopimusten toimeenpanon merkitystä arktisen ympäristön suojelussa. Pysyviä orgaanisia yhdisteitä (POP) ja raskasmetalleja rajoittavat sopimukset ovat tärkeimmät.

Pysyvien orgaanisten ympäristömyrkköjen osalta on voitu selvästi osoittaa, että tietyissä arktisissa eläinlajeissa on korkeita POP-pitoisuuksia ja haitallisia vaikutuksia on havaittu eniten altistuneissa tai herkissä lajeissa. Esimerkiksi jääkarhujen ja pohjanmerikarhujen vähentynyt immuunivaste on lisännyt niiden tulehdusalttiutta, ja isolokeissa on havaittu käyttäytymishäiriöitä, lisääntymiskyvyn vähenemistä ja lisääntyntä kuolleisuutta. Joidenkin POP-yhdisteiden pitoisuudet ovat alentuneet useissa arktisissa eläinlajeissa ja ympäristöissä, mutta muutosnopeus vaihtelee suuresti alueesta riippuen. Kuitenkin sellaisten POP -yhdisteiden pitoisuudet, jotka eivät kuulu kansainvälisten sopimusten piiriin, lähestyvät arktisella alueella tasoa, joka saattaa edellyttää maailmanlaajuisia toimenpiteitä. Ns. uudet POP-yhdisteet, kuten bromia sisältävät palonestoaineet, ovat siis löytäneet jo tienensä arktiselle alueelle.

AMAP-seurannassa keskeisimmät raskasmetallit ovat elohopea, kadmium ja lyijy. Elohopean lisääntynyt laskeuma ja kulkeutuminen arktisiin ravintoketjuihin on suurin huoli. Voi olla, että Arktinen alue on maailmanlaajuisen elohopeakierron nielu, tavalla jota ei ole aikaisemmin tiedetty. Nykyinen elohopea-altistus aiheuttaa terveysuhan joil-

lekin arktisen alueen ihmisille ja eläimille. Ympäristön lyijy-pitoisuuksissa näkyy lasku, mikä on saatu aikaan siirtymällä käyttämään lyijytöntä bensiiniä.

Ihmisen toiminnasta peräisin olevien radionuklidien määrä arktisella alueella on laskussa. Kuitenkin nykyistä yksityiskohtaisempaa tietoa tarvitaan arktisella alueella tai sen lähistöllä sijaitsevista mahdollisista päästölähteistä, sillä verrattuna muihin alueisiin, arktinen alue on erityisominaisuuksiensa vuoksi hyvin haavoittuva radioaktiiviselle saastumiselle. Ihmisen suojelun lisäksi erityistä huomiota on kiinnitettävä myös ympäristön suojeluun.

Ihmisen terveyden ja ympäristön tilan välistä vuorovaikutusta selvittäessä vahvistui tieto, että ravinto on suurin altistumisen lähde ympäristömyrkyille. Ravinnon mukana ihmisiin tuleva elohopea ja PCB-yhdisteet (polyklooratut hiilivedyt) ylittävät joissakin arktisissa yhteisöissä terveydelle asetetut raja-arvot. Tilanteen seuranta ja tapauskohtaisesti annettu ravitsemusneuvonta erityisesti perinteisen ruuan sisältämistä haitta-aineista on edelleenkin tarpeen.

Arktiselle alueelle kulkeutuu ihmisen toiminnasta peräisin olevia ympäristösaasteita hyvinkin kaukaa eteläisemmiltä alueilta. Näiden aineiden kulkeutumisreitit ovat muuttuneet ja maailmanlaajuisella ilmaston muutoksella on ollut suuri vaikutus kulkeutumisreitteihin ja niihin mekanismeihin, jotka edesauttavat haitta-aineiden kulkeutumista, siirtymistä ja kertymistä arktisiin ekosysteemeihin.

AMAP-raportteja voidaan pitää arktisen ympäristöyhteistyön kulmakivinä, jotka ovat suunnanneet tulevaa toimintaa. Tietoisuus arktisista ympäristökysymyksistä on lisääntynyt niin arktisen alueen sisällä kuin sen ulkopuolella. Itse ohjelma yhdistää tieteellistä tutkimusmaailmaa ja kansainvälistä ympäristöpolitiikkaa. Se välittää tieteellistä tietoa ja siitä tehtyjä johtopäätöksiä poliittisen päätöksenteon perustaksi, mutta tulokset ovat myös kaikkien alueen asukkaiden ja alkuperäiskansojen käytössä.



Arktinen ympäristö ja ihmiset

3.1 Arktinen alue

Arktisella alueella tarkoitetaan maapallon pohjoisimpia alueita pohjoisnavan ympärillä. Alue voidaan rajata usealla eri tavalla. Kansainvälisessä yhteistyössä arktisen alueen etelärajaksi on Skandinavian kohdalla sovittu Pohjoinen Napapiiri (66°32'N), johon liittyy aurion säteilyn vaihtelut keskiyön aurion gosta kaamokseen.

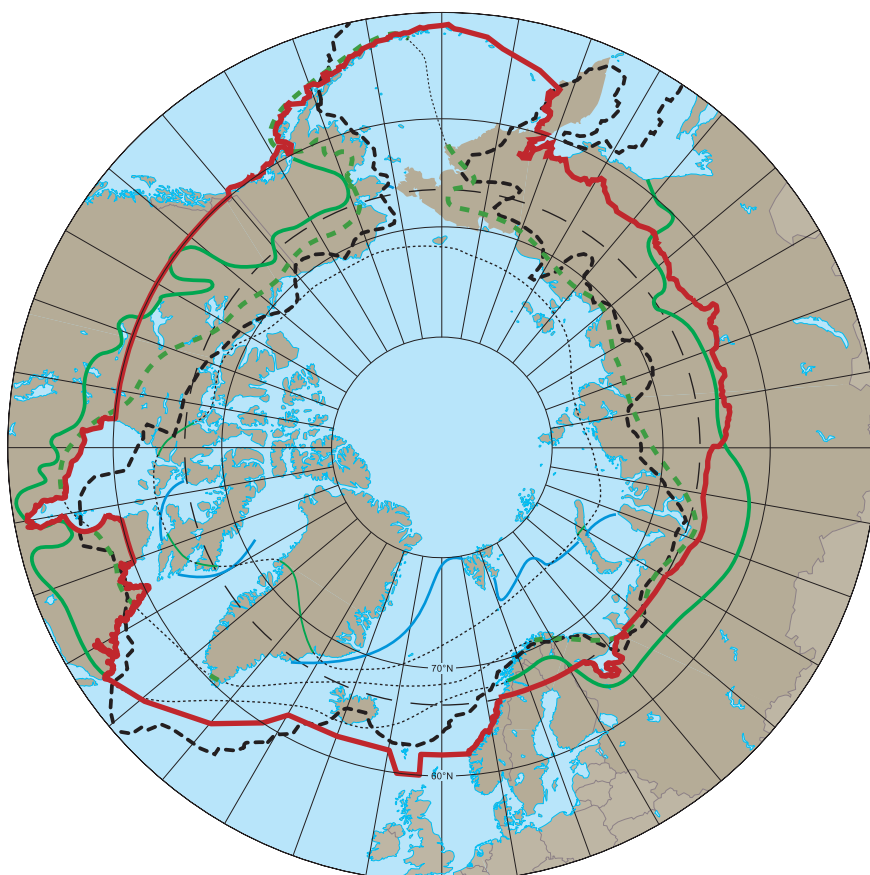
Ilmaston suhteen arktinen alue voidaan määritellä kesäkuun +10 °C isotermin perusteella, jolloin arktinen alue sijoittuu pohjoiseen alueilta, joiden kesäkuun keskimääräinen lämpötila on +10 °C. Arktinen alue voidaan rajata myös metsänrajan mukaan. Metsänraja on vaihtumisvyöhyke eteläisen met-
sän ja pohjoisen puuttoman tundran

välillä. Metsänraja noudattelee ilmasto-
vyöhykettä, missä kylmät arktiset ilma-
massat ja lämpimät eteläiset ilmas-
sat kohtaavat. Jatkuvan ikeiroudan rajaa
voidaan myös pitää arktisen alueen ra-
jana. Merialueilla arktisen alueen raja
liittyy vuosittaisen jatkuvan merijään
ulottumiseen Pohjoisnavalta etelään.

Arktisessa yhteistyössä kukin kah-
deksasta arktisesta maasta on määritel-
lyt oman arktisen alueensa. Suomen
poliittisesti määritelty arktinen alue on
napapiirin pohjoispuolinen alue, vaika
luonnontieteellisesti alue on ns. sub-
barktista aluetta.

AMAP-ohjelman kattama alue on
myös sopimus ja yleisin raja on 60°N le-
veyspiiri, josta tietyillä alueilla on poik-
keamia (kuva 3.1).

Kuva 3.1. Arktinen alue
(AMAP 1998).



Arktisen alueen rajauksia

- Pohjoinen Napapiiri
- - - - - Heinäkuun 10 °C:een raja
- - - - - Metsäraja
- Pysyvän jään raja
- AMAP
- Kasvillisuuden mukaan määritelty arktisen alueen pohjoisin osa
- Kasvillisuuden mukaan määritelty subarktinen alue

3.1.1 Arktisen alueen ominaisuuksia

Saasteiden käyttäytyminen ympäristössä riippuu osittain myös kyseisen ympäristön ominaisuuksista. Useat fysiikaaliset, biologiset ja ihmiseen liittyvät ominaisuudet arktisilla alueilla ovat erilaisia verrattuna eteläisempiin alueisiin ja vaikuttavat saasteiden kulkeutumiseen ja kertymiseen arktisella alueella.

Arktisen alueen ilmaston perusominaisuuksiin kuuluvat kylmyys, kuivuus ja voimakkaat valonmäärän vaihtelut. Eräs perustekijöistä on auringon säteilyn pieni tulokulma, mikä rajoittaa napa-alueen saamaa valoenergiaa. Lisäksi jää- ja lumipeitteiset alueet heijastavat takaisin suurimman osan säteilystä. Tätä edesauttaa alueen ilman kirkkaus ja kuivuus. Pohjoisnapaa ympäröivien alueiden ilmastoon vaikuttavat ilmamassojen liikkeet ja avointen merialueiden sijoittuminen. Mantereilla kylmät talviaikaiset korkeapaineen alueet ovat vallitsevia, kun taas rannikkoalueilla vallitsee mereinen ilmasto. Meren läheisyys leudontaa ilmastoa ja lämpötilojen vaihtelut eivät ole niin voimakkaita kuin mantereilla, missä lämpötilan vuoden sisäinen vaihtelu voi olla jopa 100 °C.

Arktisesta alueesta noin 40 % (13,4 milj. km²) on maa-alueita ja 60 % merta (noin 20 milj. km²). Pohjoisen Jäämeren kattaa vuosittain noin 8 milj. km² laajuinen merijää. Laajimmillaan, maaliskuusta toukokuulle, jää peittää noin 15 milj. km². Maa-alueen kallioperä vaihtelee Kanadan, Grönlannin ja Fennoskandian vanhoista peruskalliokilvistä nuorempiin sedimenttikivien alueisiin ja vulkaanisesti aktiivisiin alueisiin Islannissa, Jan Mayenin saarella ja Aleuttien saaristonossa. Suuri osa jäättömistä alueista on ikiroudassa.

Ilma, vesi ja jää kuljettavat ympäristösaasteita pitkiä matkoja arktiselle alueelle ja alueen sisällä. Kulkeutumiseen vaikuttaa globaali ilmastosysteemi, missä eteläisillä alueilla lämmenneet ilma ja merivesi kylmenevät saavuttuaan arktiselle alueelle. Kun kylmenneen ilmamassan kosteus sataa maahan ve-

tenä tai lumena kulkeutuu maahan myös ilmamassaan eteläisemmillä alueilla sitoutuneet epäpuhtaudet. Ne kulkeutuvat eteenpäin sulavesien mukana jokia pitkin ja päätyvät mereen kasvukauden alkaessa. Näin epäpuhtaudet siirtyvät sulavesien kautta kasveihin ja edelleen ravintoketjuihin. Merijää on myös eräs epäpuhtauksien kuljettaja arktisilla merialueilla. Merivirrat siirtävät saasteita etelästä pohjoista kohti hitaasti, mutta erityisesti radionuklidien kulkeutumisreittinä merivirrat ovat merkittäviä. Joet kuljettavat epäpuhtauksia hyvinkin pitkiä matkoja ja lopulta järvet ja jokisuistot ovat usein aineiden kertymisalueita.

3.1.2 Arktiset ekosysteemit

Alhaiset lämpötilat ja valomäärän äärimmäiset vaihtelut rajoittavat arktisten ekosysteemien tuottavuutta. Arktisten alueiden pohjoisosissa (High Arctic), yläarktisella alueella kasvukausi kestää vain kuukaudesta kahteen ja puoleen kuukauteen, ja heinäkuun keskilämpötila vaihtelee +4 - +8 °C. Kylmyys hidastaa rapautumista ja hajoamista ja siten maaperä on hyvin ohut tai puuttuu. Laajat alueet ovat ilman kasvipeitettä.

Arktisten alueiden eteläosan (Low Arctic), ala-arktisen, tundra-alueella heinäkuun keskilämpötila vaihtelee +4 - +11 °C. Kasvukausi on tundralla pitempi (3-4 kuukautta) ja eläin- ja kasvilajisto monipuolisempaa kuin arktisten alueiden pohjoisosissa. Tundran elämää hallitsee ikirouta; kasvien juuret voivat kasvaa vain maaperän pintakerroksessa, joka on sulana kesällä. Routa rajoittaa veden valuntaa, jolloin lumen sulassa ja sateella muodostuu suuria patoutuneita vesialueita. Näillä alueilla kasviaineksen hajoitus on hidasta, minkä seurauksena kuollutta kasvimateriaalia keräytyy ja syntyy soita. Kosteikot peittävät laajoja alueita aktisesta tundrasta; leveyspiirin 60°N pohjoispuolella noin 1,5 milj. km². Niiden runsas kasvilisuus houkuttelee kesäisin suuria määriä muuttolintuja. Useimmat niistä saa-

puvat pesintään tarvitsemansa rasvavarastot elimistössään ja siten niiden haitallisen aineiden pitoisuudet kuvastavat suuressa määrin talvehtimisalueilta saatua ainemääriä. Rasvavarastoihin kertyneet aineet siirtyvät arktisiin ravintoketjuihin, jos linnut joutuvat saaliiksi arktisilla alueilla. Tundran kasvillisuus on runsasta ja myös nisäkäslajeja on lukuisia. Suuriin kasvinsyöjiin kuuluvat poro, karibu ja myskihärkä ja pikkujyrsijöistä tavallisia ovat tunturisopuli ja harmaakuvemyyrä. Tundran ravintoverkot ovat kuitenkin yksinkertaisia. Usein vähälajisuus lisää myös ekosysteemien epävakautta ja voimakkaat vaihtelut ovat tavallisia (CAFF 2001).

Selviytyäkseen kylmästä ja pimeästä talvesta eläinten on kyettävä keräämään ja varastoimaan energiaa. Rasvavarastoilla on tärkeä merkitys eläinten aineenvaihdunnassa, mutta toisaalta tämä edesauttaa rasvaliukoisten epäpuhtauksien kertymistä eliöihin. Useat orgaaniset ympäristömyrkyt ovat rasvaliukoisia, ja ne kertyvät eläimiin ja rikastuvat ravintoketjuissa, kuten pitkissä meriravintoketjuissa lopulta merinisäkkäisiin. Ympäristömyrkköjen suhteellinen osuus eläimessä kasvaa vielä aikoina, joina se käyttää keräämiään rasvoja vararavintona ja menettää painoaan. Esimerkiksi pentujaan imettävästä jääkarhuemosta siirtyy pentuihin maidon mukana suhteellisen suuria määriä ympäristömyrkyjä.

Arktisten alueiden vesistöjen tuotantoa rajoittavat alhaiset lämpötilat sekä myös valon ja ravinteiden puute. Esimerkiksi Lapin järvet ovat jään peitossa noin puoli vuotta, pohjoisimmisissa osissa Lappia jopa 7 - 8 kuukauden ajan. Suurin osa ravinteista huuhtoutuu lyhyen sulamiskauden aikana. Talvella ei tapahdu fotosynteesiä eikä vesi sekoitu, minkä seurauksena hapenpuute saattaa muodostua kriittiseksi vesieliöstölle. Tundralla sijaitsevat lammet ovat pieniä, noin 30 - 40 m, ja matalia, alle puoli metriä syviä. Veden virtaus lammissa on vähäistä, koska ympäristön maaperä on täysin kyllästynyt vedellä. Lammet eivät kuitenkaan kuivu koko-

naan, vaikka sadanta olisi pieni. Talvella vesi ja pohjasedimentit jäätyvät täydellisesti.

AMAP-alueen järvet ovat toisaalta tyypillisiä lauhkean boreaalisen ja subarktisen vyöhykkeen järviä ja toisaalta pohjoisimpien osien järviä, jotka ovat jään peitossa suurimman osan vuotta. Lauhkean vyöhykkeen tasankojen järvillä ja rannikkojärvillä on jäätön aika kesällä, jolloin ne lämpiävät. Järvet voivat olla hyvin tuottoisia ja niiden ravintoverkot monimuotoisia. Toisaalta arktisten alueiden pohjoisosissa järvet ovat hyvin niukkaravinteisia, niissä on erittäin vähän lajeja yksinkertaisissa ravintoketjuissa. Fennoskandiasa purot, jotka saavat alkunsa jäätiköiltä ja sulavasta lumesta, kasvavat usein suuriksi joiksi, jotka ovat yli 200 km pitkiä ja yhdistävät laajoja järviolueita. Jokiosuuksilla, joilla virtaus on heikkoa, on usein rikas pohjalla elävä kasvi- ja eläinyhteisö.

Kalapopulaatiot vaihtelevat alueittain riippuen siitä, miten kaloilla on ollut mahdollisuuksia siirtyä eri alueille viimeisen jääkauden jälkeen. Rannikkoalueiden järvet ja tunturijärvet Islannissa, Fär-saarilla, Luoteis-Skandinaviassa ja Kuolan niemimaalla ovat olleet eristyksissä muista makeanveden ekosysteemeistä ja niissä on yleensä kolmesta viiteen kalalajia. Atlantin lohi, kolmipiikki, taimen ja nieriä ovat yleisimmät kalalajit. Alavilla tundra-alueilla sekä metsä- ja kosteikkoalueilla Fennoskandiassa, Kuolan niemimaalla ja Länsi-Venäjällä joet ja järvet ovat yhdistyneet eteläisempien seutujen vesialueisiin, joten kalalajisto on rikkaampaa ja ravintoketjut monipuolisempia. Näiden alueiden länsiosissa makeanveden ekosysteemeissä elää parhaimmillaan 10 lajia ja määrä kasvaa Venäjällä Petchora-joen alueen 20 lajiin. Lajistoon kuuluu siikalajien ohella ahven, hauki ja made. Nieriä eli rautu (*Salvelinus alpinus*) on arktisten alueiden pohjoisin makeanveden kalalaji. Useimmilla alueilla tavataan kahta nieriämuotoa: makeassa vedessä elävää muotoa ja osan aikuiselämästään merissä viettävää muotoa.

Kalat kuitenkin palaavat sisävesiin talvehtimaan ja lisääntymään. Huolimatta näistä alueellisista ja käyttäytymiseen liittyvistä eroavaisuuksista kaikki nieriät kuuluvat samaan lajiin.

3.2 Pohjoinen havumetsävyöhyke

Fennoskandiassa: Suomessa, Ruotsissa ja Norjassa sekä Kuolan niemimaalla vallitsee subarktinen ilmasto, johon vaikuttavat ilmakehän läntiset virtaukset ja lämpimän Golf-virran haara, Pohjois-atlantinvirta. Leudon ilmaston vuoksi suuria alueita peittää pohjoinen havumetsä tai alueet ovat vaihettumisvyöhykkeitä metsän ja puuttoman tundran välillä. Alueelle on tyypillistä myös järvien suuri osuus pinta-alasta. Havumetsävyöhyke ulottuu koko maapallon ympäri ja pohjoisboreaalinen havumetsä on myös Lapin vallitseva kasvillisuustyyppi (50 000 km²). Lapissa puuttomia alueita on noin 16 % (15 500 km²) ja soita 34 % maa-alasta.

Suomen Lapissa mänty muodostaa havupuiden puurajan kun taas muualla kuusi kasvaa mäntyä pohjoisempaan. Tunturikoivuvyöhyke sijoittuu havumetsän pohjoispuolelle ennen puuttoman tundran alkua. Tunturikoivu on etelämpänä tavallisen hieskoivun alalaji, joka hyötyy Fennoskandian ilmastosta viileine, mutta suhteellisen pitkiä kesineen.

Subarktisilla alueilla ja pohjoisessa metsäekosysteemeissä kasvukausi on pidempi ja siten myös ekosysteemit usein monimuotoisempia kuin tundralle. Useat arktisen alueen eläimet ovat osan vuotta riippuvaisia subarktisista alueista. Esimerkiksi vaeltavat karibut ja porot käyttävät metsiä talviaikaisena elinalueenaan. Myös arktisella alueella elävät ihmiset saavat metsävyöhykkeeltä talviaikaista suojaa, poltto- puuta ja turkiseläimiä.

3.3 Arktisen alueen ihmiset

3.3.1 Elinolosuhteet

Arktisen alueen asukkaiden elinolosuhteet vaihtelevat suuresti. Erot elinympäristössä, kulttuuritaustassa, taloudellisissa mahdollisuuksissa ja elintasossa voivat olla suuret yhteisöjen välillä tai jopa saman yhteisön sisällä. Arktisella alueella asuu kaupunkilaisia isoissa kaupungeissa, mutta myös varsin eristyksissä asuvia perhekuntia. Toisaalta eroista huolimatta elinolosuhteissa ja tavoissa on samankaltaisuuksia valtioiden ja alueiden rajojen yli.

Elämäntapa pohjoisilla alueilla on perinteisesti liittynyt läheisesti ympäröivään luontoon. Paikallisten luonnonvarojen ja -antimien käyttö on yleistä. Ympäristöuhkat, jotka kohdistuvat ravintokohteina oleviin eläimiin, kuten poroon, karibuun, merinisäkkäisiin tai kalakantoihin, kohdistuvat samalla myös paikallisten asukkaiden elinmahdollisuuksiin. Näihin uhkiin voidaan joissain määrin laskea mukaan nykyisin myös laajamittainen kalastus ja muu uusiutuvien ja uusiutumattomien luonnonvarojen hyväksikäyttö.

Ihmisten oletettu elinikä on arktisilla alueilla alhaisempi kuin saman maan eteläisemmissä osissa. Kuolinsyyt ovat erilaiset. Tapaturmainen kuolema on arktisilla alueilla yleinen. Venäjällä ja Pohjois-Amerikassa heikkoihin elinolosuhteisiin liittyvät sairaudet ja hoitoon pääsyn vaikeus ovat yleisiä ongelmia. Arktisten alueiden yhteisöissä alkoholin käyttö ja tupakointi on yleistä, ja alkoholismi on usein vakava ongelma. Terveystenhoito on paranemassa, mutta harvaan asuttujen alueiden pitkät välimatkat vaikeuttavat erikoistuneen terveydenhuollon saantia.

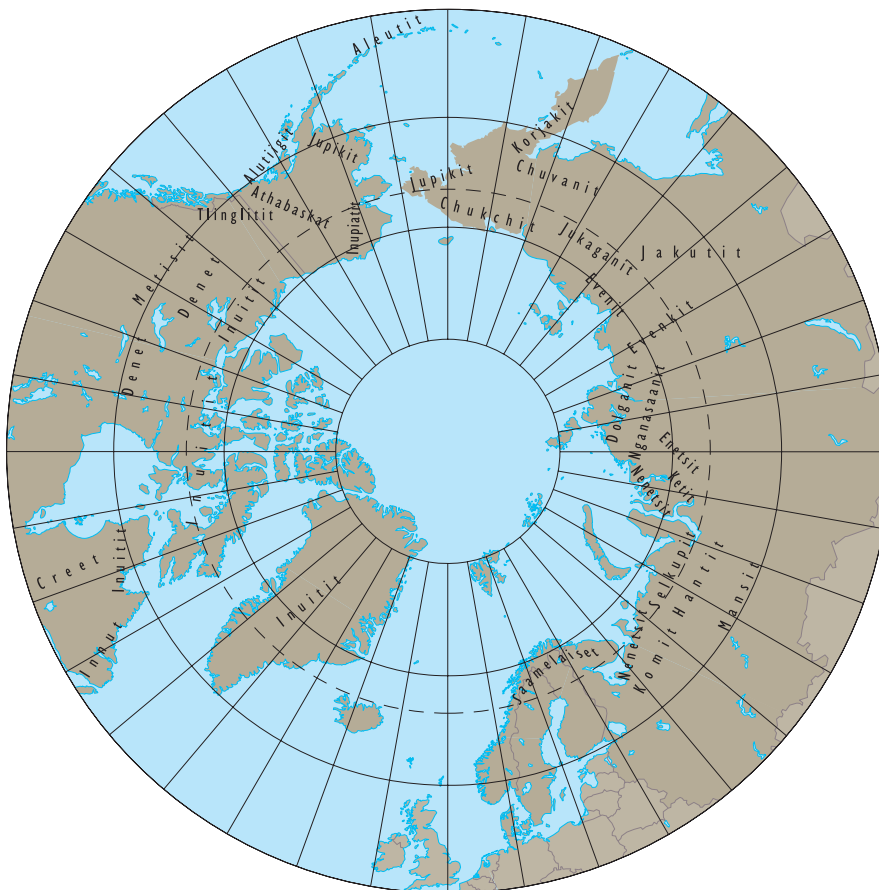
Elintaso vaihtelee maiden välillä, mutta kokonaisuutena se on arktisilla alueilla hieman alhaisempi kuin saman maan muilla alueilla. Esimerkiksi Grönlannin ja Tanskan välillä on selvä ero. Muissa Pohjoismaissa tällainen ero elin-

tasossa ei ole niin selvä. Pohjoisessa työpaikkoja on harvassa ja korkeampi koulutus on hankittava muualta. Kuitenkin työllisyys- ja varallisuustilastoja on syytä tulkita varovaisesti, koska tilastoihin ei ole kirjattu pohjoisessa tavalista luontais- ja vaihtotaloutta.

3.3.2 Arktiset alkuperäiskansat

Arktisella alueella asuu lukuisia alkupe-
räiskansoja kahdeksan valtion alueella. Alueesta riippuen alkuperäiskansojen edustajat ovat selvä vähemmistö, kuten saamelaiset Fennoskandiassa ja Kuolan niemimaalla (2,5% väestöstä) tai alueen

enemmistö, kuten Kanadan Nunavut-
issa, missä inuittien osuus väestöstä on 85%. Skandinavian ja Kuolan niemimaan alkuperäiskansa ovat saamelaiset. Venäjän pohjoisilla alueilla asuvia kansoja ovat: saamelaiset, enetsit, nenetsit, hantit, nganasaanit, dolganit, evenit, evenkit, chukchit, jukaganit, nanait, nivkhit, selkupit, ulchit, itelmenit, udeget, chuvanit, korjakit, ketit, mansit, orochit, tofalarit, negidalit ja orokit (Funk & Silanpää 1999). Kanadan ja Yhdysvaltain pohjoisilla alueilla asuvia kansoja ovat: aleutit, aluutiiqit, athabaskat, keskijupikit, eyakit, inupiatit, jupikit, inuitit, denet, metisit, gwitchinit ja tlinglitit (kuva 3.2).



Kuva 3.2. Arktisten alkuperäiskansojen asuinalueet (AMAP 1998).

Lähes kaikissa arktissa maissa esiintyvä ongelma on pääväestön ja alkupe-
räiskansojen välinen viestintä ja yhteydenpito. Ongelmat liittyvät käytetyn kielen ja toisten kulttuuritaustojen vierauteen. Useat alkuperäiskansojen kielet ovat uhattuina. Toisaalta jotkut kielet ovat menestyneet ja jotkut kielet, kuten saamenkielet ovat elpymässä yh-

täaikaisesti kasvavan kulttuurisen tietouden ja poliittisen aktiivisuuden rinnalla. Lisäksi alkuperäiskansojen perinteinen tietämys, havainnot ja sukupolvelta toiselle siirtyvä osaaminen, ns. traditional ecological knowledge, on tunnustettu tietolähteeksi tieteellisen tiedon rinnalle.

Saamelaiset asuvat pohjoisessa Fennoskandiassa ja Kuolan niemimaalla neljässä eri valtiossa: Suomessa, Ruotsissa, Norjassa ja Venäjällä. Saamelaisen lukumäärästä voidaan esittää vain arvioita, koska etninen määritelmä saamelaisuudesta vaihtelee ja eri maissa etnisten ryhmien kirjaamiskäytäntö on erilainen. Eräs arvio on noin 85 000 henkeä, joista noin 50 000 henkeä asuu arktisilla alueilla. Saamelaisten kokonaismäärä Suomessa on noin 7 500 henkeä, joista noin 4 080 asuu Lapissa, saamelaisten kotiseutualueella eli Enontekiön, Utsjoen, Inarin kunnissa sekä Sodankylän kunnan pohjoisosissa ja noin 3 400 henkilöä kotiseutualueen ulkopuolella muualla Suomessa tai ulkomailla (Tilastokeskus 2002).

Saamelaisten elintapa riippuu heidän asuinalueistaan. Poronhoito, kalastus ja maatalous kuuluvat saamelaisten elinkeinoihin. Esimerkiksi Norjassa vuonojen rannoilla elävien saamelaisyhteisöjen elinkeinot liittyvät maatalouteen ja kalastukseen. Jäämeren rannikolla elinkeino perustuu merikalastukseen. Sisämaassa elinkeinoja ovat maatalous, porotalous ja kalastus. Usein perinteiset elinkeinot liitetään markkinatalouden elinkeinoihin.

Sekä historiassa että nykyisin saamelaisiin on vaikuttanut asuinalueen kansallisvaltio. Valtaväestöön kuuluvat ovat asuttaneet saamelaisten perinteisiä asuinalueita ja ristiriidat mm. alueiden käytöstä ovat yleisiä. Lisäksi saamelaiset ovat joutuneet kilpailuunsaamaan valtaväestön kanssa myös etnisenä, kulttuurisena ja kielellisenä vähemmistönä.

3.3.3 Suomen Lappi

Lapin läänissä on noin 190 000 asukasta (3,6 % koko maan väestöstä), ja heistä noin puolet asuu Etelä-Lapin kaupungeissa. Viime vuosina väkiluvun muutos on ollut negatiivinen, johtuen etenkin muuttotappiosta, joka vähitellen hidastuu. Lapin osuus koko maan pinta-alasta on 29% ja lääni on harvaan asuttua aluetta, keskimääräinen asukas-

tiheys on 2 asukasta neliökilometrille. Lapin väestön ikärakenne on nuori ja sukupuolirakenteeltaan miesenemmistöistä koko maan väestöön verrattuna. Toisin kuin useissa muissa arktisissa maissa Lapissa elintaso ei poikkea muusta Suomesta. Lapin infrastruktuuri ja palvelut, kuten koulutus ja terveydenhoito ovat kaikkien asukkaiden saatavissa. Lapin läänin väestö on hyvin koulutettua. Tutkinnon suorittaneiden osuudella mitattuna Lapin väestö on koulutetumpaa kuin koko maassa keskimäärin.

Lapin elinkeinorakenne perustuu sekä ympäristöön että teknologiaan. Palveluelinkeinojen osuus on 69 %, (koko maa 67%) jalostuksen 22 % (koko maa 27%) ja alkutuotannon 6 % (koko maa 5%) (Lapin liitto 2002). Palveluelinkeinot, infomaatioteknologia ja pohjoiseen luontoon yhä enemmän perustuva matkailu ovat nopeiten kasvavia aloja. Matkailijat toivat Lappiin noin 1,6 miljardia markkaa välittömiä tuloja (1998). Tulosta talvikauden osuus oli 69%.

Maaseudulla toimeentulo koostuu usein eri elinkeinojen, kuten maa- ja metsätalouden, kalastuksen ja palveluelinkeinojen yhdistämisestä. Porotalous on yksi vanhimmista elinkeinoista. Se perustuu sekä laidunnukseen että enenevässä määrin myös porojen ruokintaan talviaikana. Eloporojen määrä kuitenkin suurimmat sallitut poromäärät ovat pienentyneet viime vuosina. Poronhoitovuonna 2000/2001 eloporoja oli Suomen poronhoitoalueella noin 185 700, ja poronlihaa tuotettiin 2,02 milj. kiloa (Pä-liskuntain yhdistys 2002).

Lapin läänin kokonaismaa-alasta (9,3 milj.ha) 97% on metsätalouden maa-ta, josta valtion hallinnassa on noin 67%. Talousmetsien kokonaiskasvu on noin 6,4 milj. m³ vuodessa, mistä vuosittain hakataan keskimäärin 3,5 milj. m³. Metsien virkistyskäyttö liittyy matkailuun, metsästykseseen, kalastukseen ja keräilyyn. Metsämarjojen ja sienten hyödyntäminen kotitalouksien omaan käyttöön, mutta myös kaupallinen poiminta on yleistä. Lapin metsien vuotuiseksi marjasadoksi on arvioitu noin 350 milj. kg, josta noin 5,8 milj. kg poimittiin

vuonna 1997. Metsästyksellä on Lapissa sekä sosiaalinen että kulttuurinen merkitys. Metsästäjiä on noin 31 000 ja lisäksi läänin alueella metsästää useita tuhansia vieraspaikkakuntalaisia. Tärkeimmät riistaeläimet ovat hirvi, metsäjänis, metsäkanalinnut, metsähanhi ja muut vesilinnut. Saaliin kokonaisarvo

on noin 3,4 - 6,7 milj. euroa (20 - 40 milj. mk) vuodessa riippuen hirvikiintöiden vaihteluista. Vapaa-ajankalastusta harasti Lapissa on 130 000 paikkakuntalaista ja 255 000 vieraspaikkakuntalaista. Saadun saaliin määrä oli noin 3,5 milj. kg ja arvo noin 5 milj. euroa (30 milj. mk) (Riissanen & Härkönen 2001).



Raskasmetallit

4.1 Johdanto

Raskasmetalleja on ympäristössä luonnostaan kallioperässä, maaperässä, kasveissa ja eläimissä. Metallit voivat olla eri muodoissa: mineraaleina, veteen liuenneina ioneina, suoloina tai kaasuina. Ne voivat myös sitoutua orgaanisiin tai epäorgaanisiin molekyyliin tai kiinnittyä ilmassa leijuviin hiukkasiin. Koska metallit ovat alkuaineita, ne eivät häviä, ne voivat vain muuttaa muotoaan. Raskasmetalleja pääsee ilmakehään ja vesistöön sekä luonnossa tapahtuvista prosesseista että ihmisen toiminnan seurauksena. Kasveille ja eläimille jotkut raskasmetallit ovat välttämättömiä hivenravinteita. Toisaalta taas joidenkin metallien tietyt muodot voivat myös olla myrkyllisiä jopa suhteellisen pieninä määrinä, ja ne ovat siten uhkana ihmisten ja eläinten terveydelle.

Arktisen alueen raskasmetalliongelma on kaksijakoinen: kaukaa, pääasiassa arktisen alueen ulkopuolelta kulkeutuvat elohopea, lyijy ja kadmium aiheuttavat laajoilla alueilla raskasmetallipitoisuuksien tason kohoamisen ja vaurioitumiselle herkässä luonnossa uhkan sekä eliöstölle että ihmisille. Arktisella alueella itsessään on monia paikallisia päästölähteitä, joista ongelmallisimpia ovat suuret kaivos- ja metalliteollisuusyksiköt. Näiden välittömässä ympäristössä raskasmetallipäästöt (kupari, nikkeli, arseeni) myrkyttävät elollista luontoa (AMAP 1998).

Metallit kertyvät arktiseen eliöstöön ja niiden pitoisuustaso heijastaa usein paikallisen kallioperän ominaisuuksia tai paikallisesta ihmistoiminnasta aiheutuvia päästöjä. Koko pohjoisalueen arvioitaessa elohopeaa ja kadmiumia koskevat havainnot ovat huolestuttavimmat, koska niiden pitoisuustasot ovat niin korkeat, että ne voi-

vat vaikuttaa sekä eläinten että niitä ravintonaan käyttävien ihmisten terveyteen. Joillakin alueilla kadmiumia on paljon linnuissa ja nisäkkäissä niin maakuin vesiympäristöissäkin, todennäköisesti paikallisesti korkeiden, luonnollisten geokemiallisten tekijöiden vuoksi. Joissakin merilintujen ja -nisäkkäiden ikäryhmissä ja populaatioissa elohopeapitoisuudet ovat kasvaneet ja kadmiumin pitoisuudet saattavat aiheuttaa munuaisvaurioita. Huolestuttavat havainnot ympäristöstä ovatkin johtaneet kansainvälisiin toimenpiteisiin päästöjen rajoittamiseksi (katso tietolaatikko).

Eliöiden kyky varastoida haitallisia raskasmetalleja elimistönsä useita kertaluokkia enemmän kuin pitoisuus ympäröivässä luonnossa johtaa kertyvyyteen ravintoketjussa ja toksisiin vaikutuksiin. Mikrobit pystyvät muuttamaan epäorgaanisen elohopean metyylielohopeaksi, joka kulkeutuu helposti solukalvojen läpi, kertyy eläimiin ja rikastuu ravintoketjussa. Eri raskasmetallit rikastuvat tyypillisesti eri elimiin, esimerkiksi lyijy luustoon sekä kadmium maksaan ja erityisesti munuaisiin. Metyylielohopea kertyy lihakseen ja maksaan aiheuttaen hermostollisia sekä munuais-, sydän- ja verisuonivaikutuksia. Tässä suhteessa metallien kertyminen proteiinipitoisiin elimiin eroaa orgaanisista ympäristömyrkyistä, jotka kertyvät lähinnä rasvakudokseen.

Tässä luvussa esitetään uusimpia seuranta- ja kartoitustuloksia raskasmetalleista Lapin ympäristössä. Pääpaino on viimeisen viiden vuoden aikana kertyneillä ja julkaistuilla tuloksilla. Joitakin tuloksia edellisestä AMAP-raportista (Juntto ym. 1997) on myös sisällytetty. Vertailukohtana ympäristön tilalle Lapissa on tällä kertaa enemmän muu Suomi, kun se aiemmassa raportissa oli lähinnä muut pohjoiset alueet.

Kansainvälisiä toimia metallien haittavaikutusten vähentämiseksi

Yhdistyneiden kansakuntien Euroopan talouskomission alaiseen ilmansaasteiden kaukokulkeutumisesta koskevaan yleissopimukseen lisättiin vuonna 1998 elohopeaa, lyijyä ja kadmiumia koskeva sopimus, jonka mukaan kunkin sopijamaan on vähennettävä vuotuiset kokonaispäästönsä pienemmiksi kuin mitä ne olivat vuonna 1990.

Tähän mennessä 36 valtiota on allekirjoittanut sopimuksen, niihin sisältyvät kaikki muut arktiset maat paitsi Venäjä. Kymmenen valtiota on ratifioinut sopimuksen, joukossa Kanada, Norja, Ruotsi, Suomi, Tanska ja Yhdysvallat. Sopimus astuu voimaan, kun 16 maata on ratifioinut sen.

Vuoden 2000 kokouksessaan Arktinen neuvosto pyysi Yhdistyneiden kansakuntien ympäristöohjelmaa (UNEP) käynnistämään maailmanlaajuisen elohopeatilanteen arvioinnin, joka voisi olla kansainvälisten toimenpiteiden pohjana. Pyyntö perustui AMAPin

ensimmäisen arvioinnin tuloksiin. Vuonna 2001 UNEPin hallintoneuvosto päätti käynnistää tutkimuksen. Samalla UNEP päätti ottaa käsittelyyn lyijyllisen bensiinin ongelman. Elohopeatutkimuksessa kerätään saatavissa oleva tieto elohopean ympäristö- ja terveysvaikutuksista sekä päästöjen rajoitustekniikoista kustannuksineen ja tehokkuuksineen.

Lisäksi UNEPin hallintoneuvosto kehotti laatimaan seuraavaa helmikuussa 2003 pidettävää kokoustaan varten luettelon toimenpiteistä, jotka voivat kohdistua mihin tahansa merkittävään maailmanlaajuiseen elohopean haittavaikutukseen. Toimenpiteitä voivat olla esimerkiksi elohopean ja elohopeayhdisteiden käytön ja päästöjen vähentäminen tai lopettaminen, kansainvälisen yhteistyön parantaminen sekä riskeistä tiedottamisen edistäminen.

4.2 Päästöt ja kulkeutuminen

Raskasmetalleja joutuu ilmakehään ihmisen toiminnan seurauksena pääasiallisesti kolmesta lähteestä: fossiilisten polttoaineiden poltosta, muiden kuin rautametallien tuotannosta sekä jätteiden poltosta. Vuotta 1995 koskevien maailmanlaajuisen päästöarvioiden mukaan hiilenpoltosta oli peräisin 69 % kromin, 66 % elohopean, 85 % mangaanin, 47 % antimonin, 89 % seleenin ja tinan päästöistä sekä lähes 100 % talliumin päästöistä (Pacyna ja Pacyna 2001). Bensiinin poltto on edelleen tärkein lyijyn lähde, vuonna 1995 sen osuus lyijypäästöistä oli noin 74 %. Nikkelin päästöistä 90 % ja vanadiinin päästöistä lähes 100 % on peräisin öljynpoltosta. Muiden kuin rautametallien tuotannosta aiheutuu 69 % arseenin, 73 % kadmiumin, 70 % kuparin ja 72 % sinkin päästöistä. Jätteenpoltosta peräisin olevien metallipäästöjen arviointi on vaikeata ja niiden osuus on luultavasti ar-

vioitua suurempi erityisesti arseenille, kadmiumille, kromille, mangaanille, lyijylle, antimonille, seleenille, tinalle ja sinkille.

Verrattuna 1980-luvun alkupuolen päästöarvioihin (Nriagu ja Pacyna 1988) hiilenpoltosta peräisin olevat päästöt olivat vuonna 1995 puolta pienemmät pääasiassa Pohjois-Amerikassa ja Länsi-Euroopassa käyttöön otettujen vähennystekniikoiden ansiosta. Lyijyttömään bensiiniin siirtyminen useimmissa maissa aiheutti lyijypäästöjen pienemisen lähes kolmannekseen. Öljynpoltosta peräisin olevat päästöt olivat sen sijaan kaksin-kolminkertaiset, mikä vastaa hyvin öljynkulutuksen kasvua. Muiden kuin rautametallien tuotanto-päästöt olivat vähentyneet kertoimella 2 - 3 pääasiassa Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa sovellettujen parempien päästöjen puhdistustekniikoiden ansiosta. Aasian päästöt ovat nykyään mää-

rällisesti suuremmat kuin muista maanosista ja osoittavat lisääntyvää kuormitussuuntausta.

Arktisen alueen sisällä suurimmat metallien päästölähteet liittyvät Kuolan niemimaalla ja Norilskin alueella sijaitsevaan metalliteollisuuteen. Vuonna 1994 Kuolan niemimaan lähteistä pääsi ilmaan 1 900 tonnia nikkeliä, 1 100 tonnia kuparia ja 92 tonnia koboltia (Boyd ym. 1998), kun Suomen kokonaispäästöt samana vuonna olivat 34 tonnia nikkeliä ja 49 tonnia kuparia (EMEP 2002).

Raskasmetallien päästöt vähentyivät Suomessa 1990-luvulla merkittävästi. Vuodesta 1990 vuoteen 2000 arseenin, kadmiumin, kuparin, lyijyn ja sinkin kokonaispäästöt vähenivät Suomessa 75 - 90 % ja elohopean ja nikkelin päästöt noin 50 %, mutta kromipäästöt vähenivät vain noin 10 % (EMEP 2002). Päästöjen vähenemisen teki mahdolliseksi tehokkaampien erotinlaitteiden ja polttotekniikoiden käyttöönotto yhdessä parantuneen prosessien hallinnan kanssa. Hiukkasiin sitoutuneiden raskasmetallien erotus savukaasuista tehostui myös rikinpoistolaitosten käyttöönoton myötä (Melanen ym. 1999).

Arviot luonnosta peräisin olevien metallipäästöjen määristä ovat edelleen melko epätarkkoja. Verrattaessa ihmisen toiminnasta maailmanlaajuisesti aiheutuneita vuoden 1995 päästömääriä

luontoperäisten päästöjen määriin (Nriagu 1989) näyttäisivät lyijyn päästöt olevan kymmenkertaiset ja kadmiumin ja nikkelin päästöt 2 - 3 kertaa suuremmat luontoperäisiin päästöihin verrattuna. Sen sijaan arseenin, kromin ja seleenin luontopäästöt ovat 2 - 3 kertaa suuremmat kuin ihmisen toiminnasta peräisin olevat päästöt. Luontoperäiset ja ihmisen toiminnasta aiheutuvat kuparin, elohopean ja sinkin päästöt ovat samaa suuruusluokkaa. Paikallisesti tarkasteltuna suhteet ovat tietysti täysin erilaisia.

Useimmat metallit joutuvat ilmaan pienissä hiukkasissa. Niiden kulkeutuminen arktisille alueille riippuu lähteen sijainnista arktiseen ilmassaan nähdessä, hiukkasten koosta, sateen osumisesta kulkureitille sekä siitä, miten pitkälle ilmassa liikkuu hiukkasten kulkeutumisen aikana. Kulkeuduttuaan aikansa hiukkaset laskeutuvat maahan ja tavallisesti jäävät siihen. Suurin osa hiukkasista jää päästöalueille, mutta pienimmät hiukkaset voivat kulkeutua tuhansia kilometrejä. Kaasumaisina ilmaan pääsevät metallit tai haihtuvat yhdisteet kulkeutuvat kauas lähteistään ja leviävät maailmanlaajuisesti (ks. tietolaatikko). Kaasumaisia aineita ovat elohopean lisäksi monet pysyvät orgaaniset yhdisteet.



Aarno Torvinen

Elohopea ja arktinen kevät

Valtaosa arktisen alueen elohopeakuormituksesta tulee ilmamassojen mukana. Elohopea esiintyy ilmakehässä pääosin kaasumaisessa muodossa. Kaasumaisina ilmaan pääsevät metallit tai haihtuvat yhdisteet kulkeutuvat kauas lähteistään ja leviävät maailmanlaajuisesti. Elohopeaa on laskettu olevan noin 5 000 tonnia maapallon ilmakehässä jatkuvasti. Osa tästä voi välillä laskeutua maahan, jäälle tai mereen esim. kiinnittymällä hiukkasiin. Lämpötilan noustessa yhdisteet voivat haihtua uudelleen ja jatkaa matkaansa kaasuna. Tämä prosessi voi toistua useita kertoja. Jossain vaiheessa tuulet kuljettavat ne arktisille alueille, jonne ne jäävät, koska haihtuminen on vaikeampaa kylmässä ilmallassa.

Kuinka elohopea muuttuu biologisesti käyttökelpoiseen muotoon? Erästä mekanismia on tutkittu aivan viime vuosina paljon juuri arktisella alueella (mm. Schroeder ym. 1998). Keväällä, kaamoksen päättyessä ja auringon noustessa ilmakehän kaasumaisen elohopean pitoisuus alenee äkillisesti. Ilmiö on voimakas keskellä päivää voimakkaassa auringonvalossa ja toistuu aina lumen sulamiseen asti. Samaan aikaan alailmakehän otsonipitoisuus vähenee voimakkaasti. Kyseessä on ilmeisesti sarja kemiallisia reaktioita, joiden katalysaattorina näyttää toimivan valtamerestä haihtuvat bromi- ja klooriyhdisteet. Reaktioiden lopputuloksena elohopea hapettuu reaktiiviseksi yhdisteeksi samalla kun otsoni hajoaa. Kaasumaiset tai aerosoleina olevat katalyytit palautuvat alkuperäiseen muotoonsa.

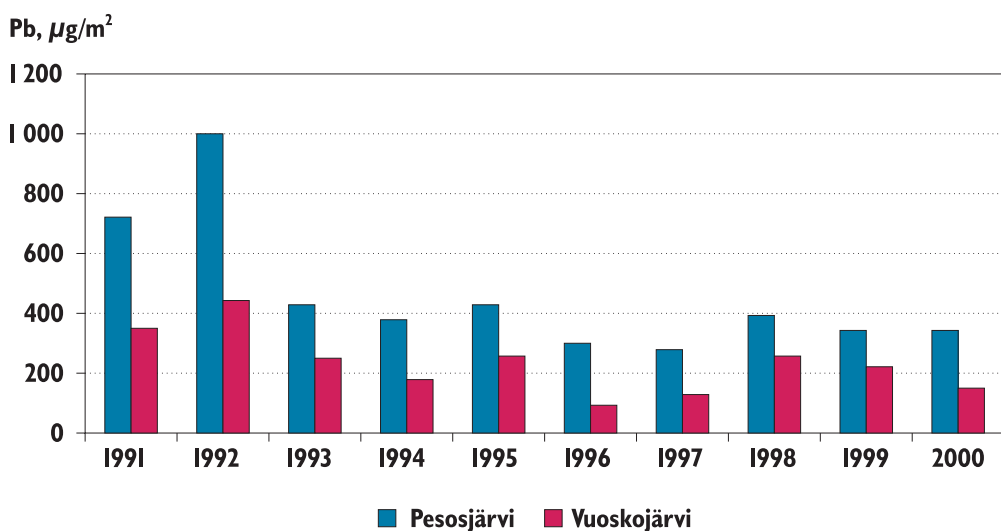
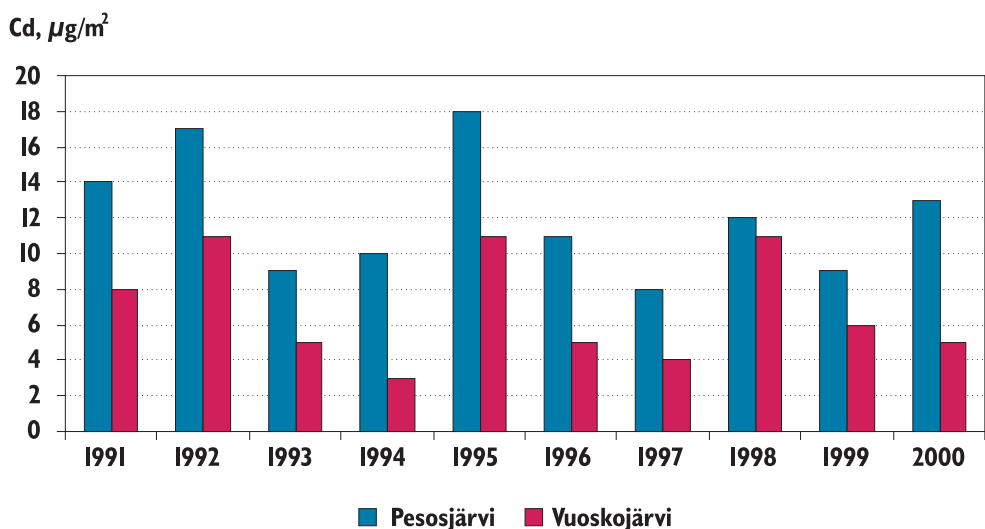
Reaktiivinen elohopea pyrkii tarttumaan pintoihin, tässä tapauksessa lumeen. Osa palautuu ilmakehään, mutta suuri osa on lumessa alttiina huuhtoutumiselle lämpötilan noustessa. Näin biologisesti käyttökelpoisen elohopean pitoisuus on lumessa korkeimmillaan juuri ennen lumen sulamista. Samaan aikaan arktinen kasvillisuus ja eläimistö herää aktiivisimpaan toimintaansa. Tällä tavalla suhteellisen inaktiivinen ilmakehän elohopea saattaa tehokkaasti siirtyä arktisiin ravintoketjuihin. Ilmiöllä voi olla yhteyksiä myös ilmaston muutosten kanssa. On arvioitu, että elohopean siirtyminen arktisiin ekosysteemeihin on jo kiihtynyt, kun vuosittainen Jäämeren jäänreunan vaihtelu kasvaa jatkuvasti.

Tapahtuuko tätä Lapin olosuhteissa? Elohopeaa on todettu laskeumassa, lumesa, jäkälissä ja sammalissa enemmän rannikoiden ja jäänreunan lähistöllä, myös ei-arktisella alueella. Merisuolojen aerosolien pitoisuus, mukaan lukien bromi, on jakautunut maantieteellisesti samoin. Kuitenkin Suomessa merisuolojen mitattu pitoisuus laskeuman mittausasemilla ja esimerkiksi järvissä on hyvin alhainen verrattuna valtamerien reuna-alueisiin. Näin ollen ilmiön esiintymiselle Lapissa tai muuallakaan Suomessa ei olisi vastaavia edellytyksiä. Myöskään sammalten mitatut pitoisuudet (kuva 4.4) eivät osoita, että kertymä olisi suurempaa rannikoiden lähellä. Ilmiötä ei kuitenkaan ole tutkittu Suomen Lapin olosuhteissa.

Elohopeasta suurin osa (53 %) pääsee ilmaan alkuaineena kaasuna ja 37 % kaksiarvoisena kaasumaisena elohopeana. Hiukkasmaisten päästöjen osuus on vain noin 10 %. Vuonna 1995 kaikista elohopeapäästöistä noin 56 % oli peräisin Aasiasta, joista yli puolet Kiinasta (Pacyna ja Pacyna 2002). Pohjois-Amerikassa ja Euroopassa tapahtuneista päästövähennyksistä huolimatta elohopean kokonaispäästö määrä ei ole juurikaan pienentynyt, koska Aasiassa päästö määrät ovat vastaavasti kasvaneet.

4.3 Pitoisuudet ilmassa ja laskeuma

Sadevedestä mitatut lyijyn vuosilaskeumat olivat Utsjoen Vuoskojärvellä sekä Kuusamon Pesosjärvellä vielä 1990-luvun alussa noin kaksinkertaiset verrattuna nykyisiin laskeumiin (kuva 4.1). Myös kuparin, nikkelin, vanadiinin ja sinkin laskeumat pienenevät 1990-luvulla. Sen sijaan arseenin, kadmiumin (kuva 4.1), kromin ja mangaanin laskeu-



Kuva 4.1. Kadmiumin ja lyijyn vuosilaskeumat Pesosjärvellä ja Vuoskojärvellä vuosina 1991 - 2000.

Taulukko 4.1. Arseenin, kadmiumin, kromin, kuparin, nikkelin, lyijyn ja vanadiinin keskimääräiset sekä pienimmät ja suurimmat vuosilaskeumat Pesosjärvi/Oulangalla, Pallaksella ja Vuoskojärvi/Kevoilla vuosina 1996 - 2000. Yksikkö $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tietokanta, 2002).

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V
Pesosjärvi/Oulanka							
Keskiarvo	52	11	32	440	98	330	110
Min	43	8	15	330	69	280	95
Max	66	13	59	510	130	390	120
Pallas							
Keskiarvo	52	10	29	410	97	280	89
Min	38	5	10	370	82	150	57
Max	67	13	50	490	120	410	120
Vuoskojärvi/Kevo							
Keskiarvo	43	6	28	420	130	170	42
Min	32	4	13	330	84	90	33
Max	64	11	48	570	180	260	52

mat pysyivät suunnilleen samalla tasolla koko 1990-luvun ajan huolimatta sekä Suomessa että yleensäkin Euroopassa vähentyneistä päästöistä. Metallien laskeumat olivat nikkeliä lukuun ottamatta Suomen päälaella olevalla Vuoskojärvellä pienemmät kuin vain vähän napapiiriä pohjoisempaan olevalla Pesosjärvellä (taulukko 4.1). Raskasmetallilaskeumat pienenevät Suomessa yleisesti pohjoiseen päin mentäessä, mutta arseenin, kuparin ja nikkelin laskeuma on Pohjois-Suomessa suunnilleen samalla tasolla kuin muualla Suomessa (Ruoho-Airola ja Salmi 2002).

Elohopean pitoisuutta ilmassa ja sadevedessä on seurattu Pallaksen Matorovalla vuodesta 1996 alkaen yhteistyönä Ruotsin ympäristötutkimusl-

toksen (IVL) kanssa (taulukko 4.2). Verrattuna Ruotsin länsirannikon pitoisuuksiin kaasumaisen elohopean pitoisuus oli Pallaksella suunnilleen samaa luokkaa, mutta hiukkasmaisen elohopean pitoisuus sekä elohopean laskeuma olivat huomattavasti pienemmät. Sen sijaan metyylielohopean laskeumat olivat samaa luokkaa Pallaksella ja Ruotsin länsirannikolla.

Elohopean laskeuma Etelä-Suomen Janakkalan mittausasemalla vuosina 1995 - 1999 vaihteli välillä 4,7 - 6,2 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{v}$ ja metyylielohopean välillä 0,08 - 0,15 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{v}$, ollen kokonaiselohopean osalta Pallaksen laskeumaa selvästi korkeampi ja metyylielohopean osalta hieman korkeampi (Porvari ja Verta, julkaisematon aineisto).

Taulukko 4.2. Keskimääräiset ilman elohopeapitoisuudet ja laskeumat Pallaksen Matorovalla sekä Rörvikissä Ruotsin länsirannikolla vuosina 1996 - 2000. TGM = kaasumainen elohopea, TPM = hiukkasiin sitoutunut elohopea, MeHg = metyylielohopea (Wängberg ja Munthe 2001).

Vuosi	PALLAS				RÖRVIK			
	TGM	TPM	Laskeuma	Laskeuma	TGM	TPM	Laskeuma	Laskeuma
	ng/m^3	pg/m^3	Hg(tot) $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{v}$	MeHg $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{v}$	ng/m^3	pg/m^3	Hg(tot) $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{v}$	MeHg $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{v}$
1996	1,30	1,5	2,12	0,063	1,35	-	8,14	0,060
1997	1,34	1,5	2,52	0,061	1,35	-	6,99	0,084
1998	1,50	1,7	2,50	0,060	1,53	-	4,25	0,029
1999	1,41	1,4	1,91	0,050	1,46	8,7	6,52	0,143
2000	1,35		1,46	0,048	1,36	-	6,74	0,196

Viiden ensimmäisen mittausvuoden aikana ei Pallaksen Matorovalla ilmasta mitattujen raskasmetallien pitoisuuksissa voi todeta muutoksia mihinkään suuntaan (taulukot 4.2 ja 4.3). Kuten laskeumamäärätkin myös keskimääräiset pitoisuudet ilmassa vaihtelevat vuosittain huomattavasti, joten kehitysuunnan näkeminen edellyttää pitempää mittaussarjaa. Huomattavaa on, että vaikka elohopean ilmapäästöt sekä Suomessa että maailmanlaajuisesti ovat jopa kertaluokkaa alhaisemmat kuin useimpien muiden raskasmetallien, elohopean pitoisuudet ilmassa Pallaksella ovat muita raskasmetalleja korkeammat.

Tämä johtuu sekä luontaisen että ihmisperäisen elohopean esiintymisestä pääosin kaasumaisessa muodossa ilmakehässä ja pitemmästä viipymästä, kuten luvussa Päästöt ja kulkeutuminen on todettu.

Suomessa raskasmetallien pitoisuuksia ilmassa seurataan vain Pallaksella. Siksi vertailuarvoina käytettiin Huippuvuorilla sekä Norjan eteläkärjessä Listassa mitattuja pitoisuuksia (taulukko 4.3). Huippuvuorilla kaikki pitoisuudet olivat vielä pienempiä kuin Pallaksella, kun ne Listassa olivat 2 - 20 kertaa korkeammat Pallakseen verrattuna.

Taulukko 4.3. Arseenin, kadmiumin, kromin, kuparin, nikkelin, lyijyn ja vanadiinin keskimääräinen pitoisuus ilmassa Pallaksen Matorovalla vuosina 1996 - 2000 (Leinonen 2001). Vertailuarvoina Huippuvuorilta sekä Listasta Norjan eteläkärjestä mitatut pitoisuudet vuodelta 1997 (Berg ja Hjellbrekke 1999). Yksikkö ng/m³.

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V
PALLAS							
1996	0,20	0,033	0,13	0,59	0,54	0,98	0,51
1997	0,24	0,027	0,09	0,70	0,47	0,79	0,36
1998	0,28	0,042	0,08	1,05	0,75	0,96	0,54
1999	0,29	0,050	0,20	0,75	0,74	1,33	0,60
2000	0,21	0,041	0,15	0,50	0,43	1,13	0,39
HUIPPUVUORET							
1997	0,14	0,02	-	0,41	0,13	0,70	0,20
LISTA							
1997	-	0,08	1,66	1,22	1,58	3,24	1,60

4.4 Maaympäristö

Lappiin leviäviä ilman epäpuhtauksia on tutkittu erityisesti 1990-luvun alkupuolella, kun Kuolan metalliteollisuuden päästöjen suuruusluokasta saatiin tarkempi käsitys. Laajin selvitys on ollut Itä-Lapin metsävaurioprojekti 1989 - 1994, jonka loppuraportti "Kuolan saastepestäyt Lapin metsien rasitteena" (Tikkanen 1995) antaa hyvin kattavan kuvan paitsi happamoittavien yhdisteiden, myös raskasmetallien levinneisyydestä ja vaikutuksista Lapin metsäkasvillisuuteen ja maaperään. Maaympäristön luonnollisia raskasmetallipitoisuuksia ja niiden suhdetta metalliteollisuuden päästöihin kartoitettiin 1990-luvun alkupuoliskolla Kuolan länsiosassa, Suomen Lapissa ja Pohjois-Norjassa alueellisesti kattavassa ja edustavassa Kola Ecogeochemistry projektissa (Reimann ym. 1998). Lyhyesti, raskasmetalleilla on merkitystä Suomen puolella ns. sisemällä vaikutusvyöhykkeellä, mikä käsittää Itä-Inarin ja Pohjois-Sallan itärajan tuntumassa. Tällä vyöhykkeellä männyn neulasissa, sammalissa sekä runko- ja karikkekaarnassa on kohonneita nikkelin- ja kuparipitoisuuksia (Tikkanen 1995).

Metsäsammalet ja marjat

Metsäsammalia on käytetty yleisesti raskasmetallien levinneisyystutkimuksiin ja laskeuman arviointiin. Suomessa

valtakunnallinen kartoitus on tehty jo neljä kertaa, vuosina 1985, 1990, 1995 ja 2000 (Kubin ym. 2000). Sammalnäytteet on kerätty v. 1985 perustetulta valtakunnan metsien inventointi -seurantajärjestelmän (VMI) pysyvältä koealaverkostolta. Ensisijaisena näytelajina on käytetty kerrossammalta (*Hylocomium splendens*) ja sen puuttuessa seinäsammalta (*Pleurozium schreberi*). Sammalista on analysoitu aina kolmen keräysvuotta aikaisemman vuosikasvun raskasmetallipitoisuudet eli esimerkiksi vuoden 2000 tulokset edustavat vuosien 1997 - 1999 laskeumaa. Vuosien väliseen vertailuun on otettu aina samat runsaat 900 ryvästä. Sammalista on analysoitu kadmiumin, kromin, kuparin, raudan, nikkelin, lyijyn, vanadiinin ja sinkin pitoisuus sekä vuodesta 1995 lähtien myös arseenin ja elohopean pitoisuus. Kartoitukset liittyvät pohjoismaisiin ja yleiseurooppalaisiin raskasmetallikartoituksiin sammalilla.

Sammalten raskasmetallipitoisuudet ovat Lapin alueella suhteellisen alhaisia. Suurella osalla Lappia tutkittujen raskasmetallien pitoisuudet vastaavat samoilla leveyksillä muissa Pohjoismaissa, Venäjällä ja Pohjois-Amerikassa ns. tausta-alueilla mitattuja pitoisuuksia (Ford ym. 1995, Reimann ym. 2001, Steinnes ym. 2001). Poikkeuksen muodostavat kuitenkin Lounais- ja Koillis-Lapin alueet. Lounais-Lapin alueella si-

jaitsee Lapin läänin merkittävin raskasmetallien päästölähde, Tornion jaloterästehtas, josta pääsee ympäristöön pääasiassa kromia (katso tietolaatikko). Korkeimmat todetut kromipitoisuudet sammalissa jaloterästehtaan läheisyydessä olivat vuoden 2000 kartoituksessa lähellä 10 $\mu\text{g/g}$, kun keskimääräinen pitoisuus Lapin läänin alueella oli vain 1,25 $\mu\text{g/g}$. Kuolan suurten sulattojen päästöt

nostavat puolestaan läänin koillisosissa sammalten nikkeli- ja kuparipitoisuuksia. Sammalten keskimääräinen nikkelipitoisuus Lapin alueella on ollut kaikkina tutkimusvuosina korkeampi ja kuparipitoisuuskin suurin piirtein samaa tasoa kuin keskimäärin koko Suomessa. Muiden tutkittujen raskasmetallien pitoisuudet ovat olleet Lapin alueella selvästi alempia kuin koko Suomessa.

Tornion kromi

Kuormitus

AvestaPolarit Oyj:n Tornion tehtaat ovat Suomen suurin yksittäinen kromin päästölähde. Päästöjen merkittävimmät lähteet ovat terässulatto ja ferrokromitehtas. Päästöt ilmaan ovat vuosina 1991 - 2001 olleet keskimäärin 16 t/a (VAHTI). Perämereen tehtailta kulkeutuu kromia jätevesien mukana noin 2,7 t/a (VAHTI). Myös alueelle laskevat joet tuovat mereen kromia. Vuonna 2000 tehtaiden kromikuormitus oli noin 25 % Tornionjoen mereen tuomista ainemääristä (PSV- Maa ja vesi 2001). Kromipäästöt ovat nykyisin noin kymmenesosa 1980-luvun alun päästöihin verrattuna vaikka tuotanto on samaan aikaan kasvanut.

Pitoisuudet ympäristössä

Vesiympäristössä päästöjen seurauksena tausta-arvoja korkeampia krominpitoisuuksia on tehtaiden edustan merialueen pohjasedimentissä. Kromi on kerrostuneena pohjaan pääosin liukenemattomina yhdisteinä (Puro 1992). Pintavesistä mitatut pitoisuudet ovat olleet pieniä, yleensä alle 5 $\mu\text{g/l}$. Yli määritysrajan todetut pitoisuudet ovat painottuneet jätevesien purkualueen läheisyyteen (PSV- Maa ja vesi 2001). Alueen pohjavesissä ei ole todettu kromikuormituksen aiheuttamia kohonneita pitoisuuksia. Kalojen lihaksesta ja maksasta mitatut kromipitoisuudet eivät ole suurempia kuin vertailualueella Simon edustalla. Kotiloista on mitattu hieman suurempia pitoisuuksia kuin vertailualueella (Pohjois-Suomen vesitoimisto 1996, PSV- Maa ja vesi 2001). Maa-ympäristöissä kohonneita kromipitoisuuksia

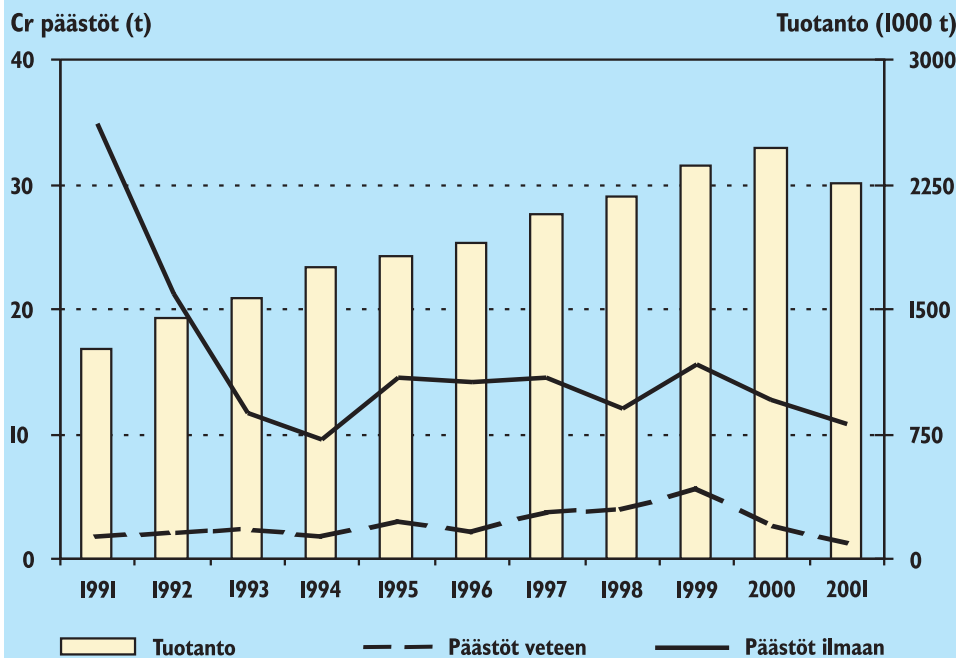
on tutkittu mm. lehtisalaatista ja seinäsammalista (Tervaniemi ja Arvola 2000, Tervaniemi ja Parviainen 2000). Mitatut pitoisuudet ovat riippuvaisia etäisyydestä kuormittajaan ja vallitsevista tuulen suunnista. Vuonna 2000 tehtaiden läheisyydessä suurimmat kromin pitoisuudet sammalissa olivat 1 300 - 2 700 $\mu\text{g/g}$. Pohjoiseen päin mentäessä 10 - 20 km etäisyydellä pitoisuudet olivat tasolla 15 - 50 $\mu\text{g/g}$ ja taustapitoisuuksia (1 - 2 $\mu\text{g/g}$) korkeampia kromipitoisuuksia (5 - 7 $\mu\text{g/g}$) mitattiin vielä yli 50 km:n etäisyydellä tehtaista pohjoiseen. Tehtaasta itäänpäin pitoisuudet laskivat jyrkästi jo noin 3 km:n etäisyydellä tasolle 13 - 20 $\mu\text{g/g}$ ja taustapitoisuuksien tasolle noin 40 km:n etäisyydellä. Avesta Polarit Chrome Oy:n Kemin kaivoksen läheisyydessä pitoisuudet olivat suurimmillaan 1 000 $\mu\text{g/g}$, mutta korkeiden pitoisuuksien alue oli hyvin pieni. Tehtaiden vaikutusalue on viimeisten kahdenkymmenen vuoden aikana supistunut, mutta lähialueen kromipitoisuustasoissa ei ole tapahtunut vastaavaa pienentymistä. Tornion-Kemin seudun kromipitoisuudet ovat edelleen korkeimmat Suomessa (Tervaniemi ja Parviainen 2000).

Vaikutukset

Kromin ympäristövaikutukset riippuvat mm. hapetusasteesta, yhdisteestä, eliölajista ja ympäristötekijöistä (Ylimaunu 2001). Vallitseva luonnossa esiintyvä olomuoto on ns. 3-arvoinen oksidi, joka on biologisesti inaktiivinen. Hapetusasteeltaan 6-arvoinen kromi puolestaan on eliöille yleensä haitallista tai myrkyllistä. Luonnossa 6-arvoinen kromi pelkistyy 3-arvoiseksi ja sen haitalli-

suus vähenee tai häviää. Kromi ei juurikaan keräänny ravintoketjuissa ja esim. kaloilla bioakkumulaatio on hyvin pieni. Kromin haittoja vesialueilla on käytännössä todettu aivan jätevesipäästöjen lähialueilla, jossa kohonneet kromipitoisuudet voivat aiheuttaa esim. kalojen mätivaiheiden kuolevuutta. Tornion tehtaiden ja Kemin kaivoksen vuodesta 1987 alkaneissa terveysvaikutustutkimuksissa ei ole todettu työntekijöissä työ-

peräisen kromiyhdisteiden altistumisen aiheuttamia syöpä- tai muita sairauksia. Työntekijöiden elimistöstä todetut kromipitoisuudet virtsassa ja veressä ilmentävät alhaista altistumistasoa. Myöskään Tornion-Kemin alueen terveystilastoista ei ilmene lisääntyntä hengityselinsairastuvuutta suhteessa valtakunnan tasoon. Lähialueen väestön terveysvaikutuksia tehtaan kromipitoisen pölyn altistuksesta lieneekin mahdotonta todentaa.



Tornion tehtaiden kromipäästöt ilmaan ja veteen sekä tuotanto v. 1991 - 2001 (VAHTI). (Tuotanto sisältää ferrokromin, teräsaihiot, kuumavalssatut tuotteet, peitattut kuumanauhat ja kylmävalssatut terästuotteet sekä pellettituotannon.)

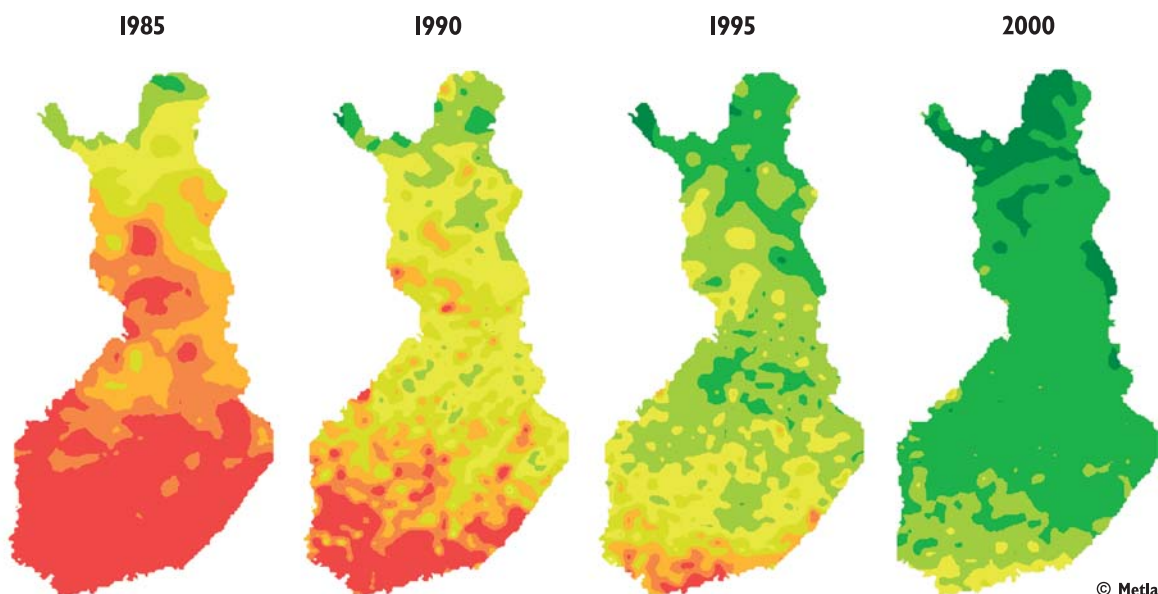
Kaikkien tutkittujen raskasmetallien pitoisuudet sammalissa laskivat vuosien 1985 - 2000 aikana koko Suomen alueella. Pitoisuuksien aleneminen johtuu pääasiassa sekä kotimaisten päästöjen että kaukokulkeumana tulevien raskasmetallien vähenemisestä. Samanlainen kehitys päästöjen määrissä, laskeumassa ja sammalten raskasmetallipitoisuuksissa on ollut todettavissa myös muualla Euroopassa (Rühling 1994, Rühling ja Steinnes 1998). Suomessa selvimmän alenivat kaukokulkeumana helposti kulkeutuvien raskasmetallien, lyijyn, vanadiinin ja kadmiumin pitoisuudet (65 - 80 %) lukuun ottamatta elohopeaa, jonka pitoisuus laski vuodesta

1995 vuoteen 2000 vain noin 10 %. Muiden raskasmetallien pitoisuudet laskivat 15 - 35 %. Lapissa muutos on ollut samanlainen kuin koko Suomessa kromia, rautaa ja nikkeliä lukuun ottamatta. Kromi- ja rautapitoisuudet ovat vähentyneet Lapissa 30 - 40 % eli suhteellisesti enemmän kuin koko Suomessa, kun taas nikkelipitoisuuksissa ei ole tapahtunut tarkastelujaksolla juuri mitään muutoksia.

Arktisilla alueilla on vähän paikallisia päästölähteitä, joten kaukokulkeumana tulevilla raskasmetalleilla on merkittävä osuus laskeumassa. Lapissa lyijyn, kadmiumin ja elohopean pitoisuudet sammalissa olivat vuoden 2000

Lyijy (Pb)

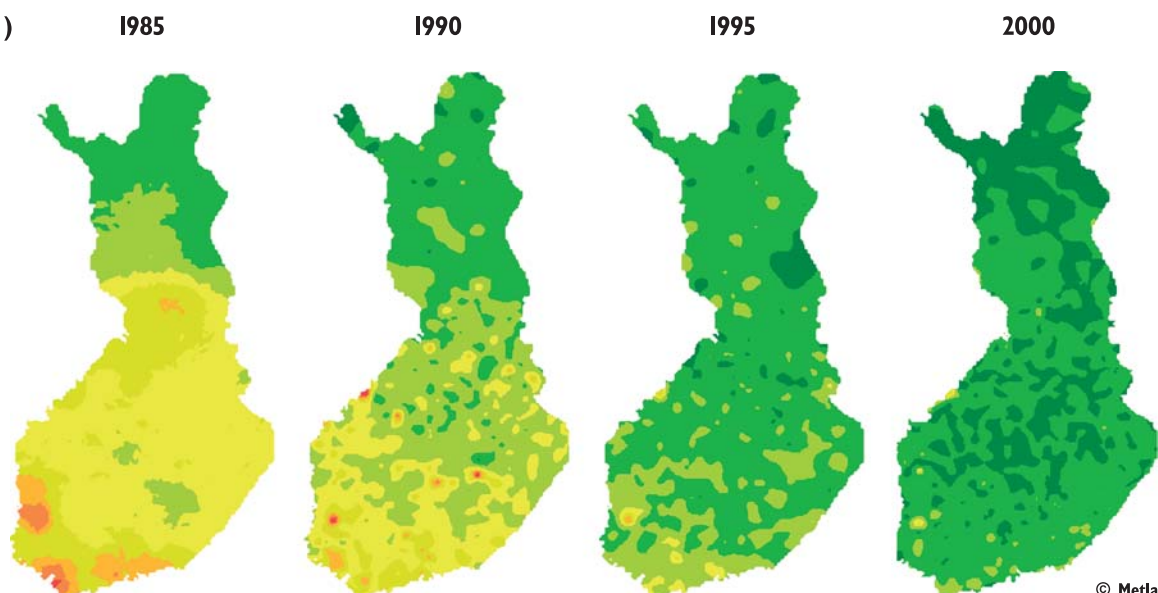
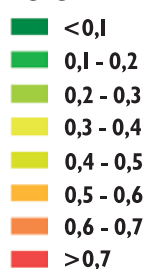
mg/kg



© Metla

Kadmium (Cd)

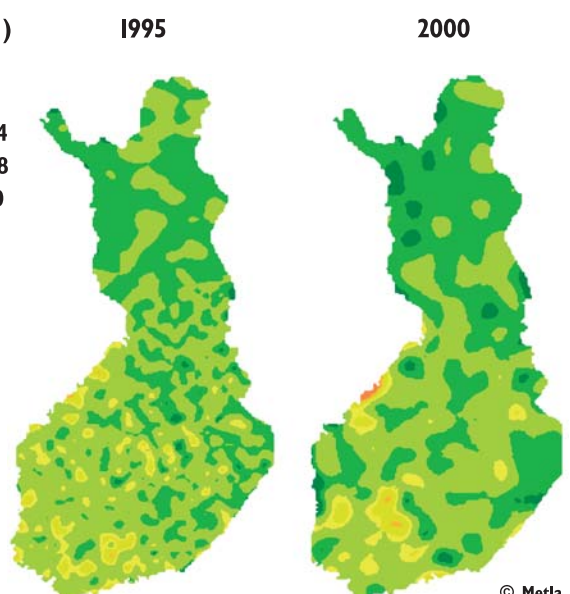
mg/kg



© Metla

Elohopea (Hg)

mg/kg



© Metla

Kuva 4.2. Sammalten lyijypitoisuus Suomessa vuosina 1985 - 2000.

Kuva 4.3. Sammalten kadmiumpitoisuus Suomessa vuosina 1985 - 2000.

Kuva 4.4. Sammalten elohopeapitoisuus Suomessa vuosina 1995 - 2000.

(Kartat laati Jouni Karhu, Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema)

kartoitusten perusteella suhteellisen alhaisia Hg-pitoisuuden ollessa keskimäärin 0,032 µg/g, Cd-pitoisuuden 0,091 µg/g ja Pb-pitoisuuden 2,24 µg/g. Pitoisuudet olivat korkeimpia läänin lounais- ja eteläosissa väheten pohjoista kohti. Lappiin näitä raskasmetalleja tulee pääasiassa Keski-Euroopasta ja Venäjältä.

Lyijy- ja kadmiumpitoisuuden väheneminen on ollut tutkimusjaksolla 1985 - 2000 hyvin suoraviivaista koko Suomessa (kuvat 4.2 ja 4.3). Lyijyn pitoisuuksien muutokset sammalissa kuvastavat hyvin myös laskeumassa tapahtuvia muutoksia, sillä sammalten ja märkälaskeuman lyijypitoisuuksien on todettu korreloivan hyvin keskenään (mm. Berg ym. 1995). Kaukokulkeumana tuleva lyijy on pääasiassa peräisin liikenteestä ja sen väheneminen johtuu pitkälti lyijyttömiin polttoaineisiin siirtymisestä. Myös kadmiumpitoisuuden muutokset sammalissa osoittanevat melko hyvin kadmiumin laskeumassa tapahtunutta muutosta, vaikka sammalten kadmiumpitoisuuksiin saattavat vaikuttaa laskeuman lisäksi myös mm. aluskasvillisuus ja maapöly.

Sammalten elohopeapitoisuuksissa ei ole Lapin läänin eri osien välillä suurta eroa eivätkä pitoisuudet ole paljon laskeneet vuodesta 1995 vuoteen 2000 (kuva 4.4). Sammalten elohopeapitoisuuksien ei olekaan todettu Pohjoismaissa liittyvän kovin selvästi kaukokulkeumaan tai paikallisiin päästölähteisiin. Pitoisuuksien ei ole havaittu myöskään korreloivan märkälaskeuman pitoisuuksien kanssa (mm. Berg ym. 1995). Onkin arveltu, että suuri osa elohopeasta tulee maahan kuivalaskeumana (mm. Steinnes ja Andersson 1991).

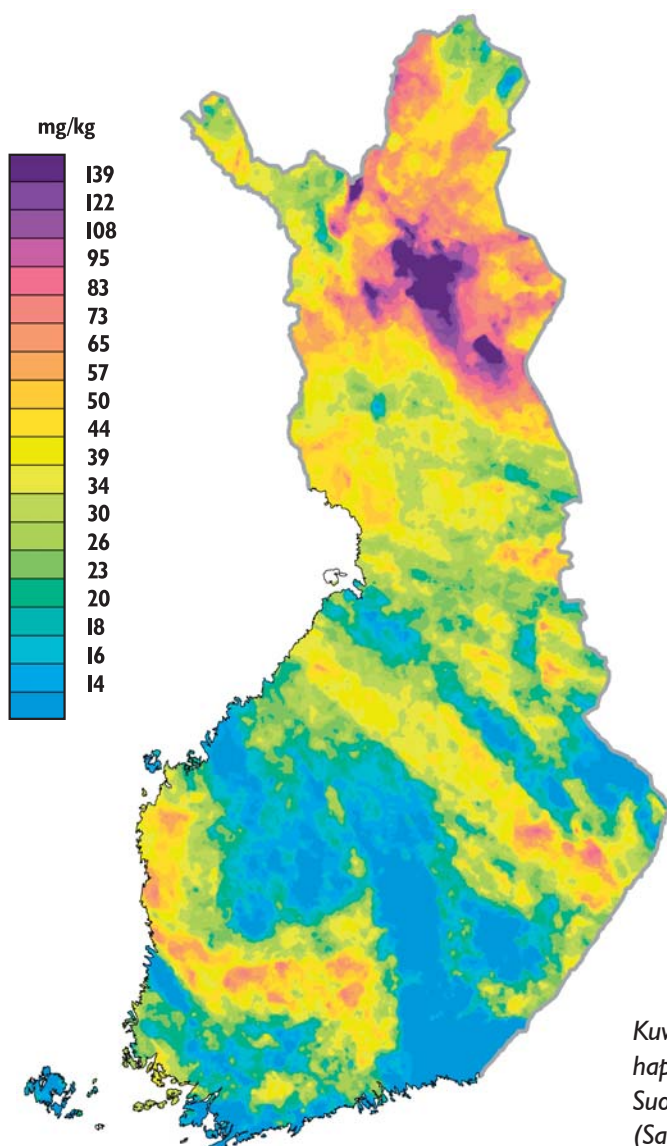
Lapin elintarvikkeiden laatua selvittävän tutkimuksen osana on mitattu metsämarjojen raskasmetallipitoisuuksia lähinnä Itä-Lapin metsävaurioprojektin koelinjoilla (Laine ym. 1993). Ihmistöiminnasta johtuvia selviä alueellisia raskasmetallikertymiä ei niistä löydetty ja Lapin metsämarjoja voidaan yleisesti ottaen pitää puhtaina ja käytökelpoisina.

Maaperä

Raskasmetallien jakauma Lapin maakamarassa on hyvin vaihteleva ja erilainen verrattuna muuhun Suomeen. Keski-Lapin vihreäkivivyöhyke Sallasta ja Savukoskelta Sodankylän ja Kittilän pohjoisosien kautta Enontekiön itäosiin ja edelleen Norjan puolelle sisältää hyvin vaihtelevan koostumuksen omaavia vulkaanis- ja sedimenttisyntyisiä liuskeita sekä niihin tunkeutuneita emäksisiä syväkiviä. Tällä vyöhykkeellä tavataan luontaisesti hyvin korkeita raskasmetallien pitoisuuksia. Sen vastapainoksi Keski-Lapin graniittialue Rovaniemen pohjoisosissa ja Kolarissa on homogeenisempi ja sen raskasmetallipitoisuudet ovat alhaisia. Vihreäkivialueen pohjoispuolella Ivalosta Inarin kautta Utsjoen länsiosiin on niin sanottu granuliitti vyöhyke, joka samoin kuin sen luoteispuolelle jäävä pohjagneissialue on myös suhteellisen köyhä raskasmetalleista.

Mineraalinen maaperä on syntynyt kallioperästä rapautumisen, eroosion ja uudelleen kerrostumisen tuloksena ja siinä toistuvat samat raskasmetallien esiintymistavat ja keskinäiset suhteet. Lapissa on kuitenkin muuan poikkeava piirre, joka erottaa sen muusta Suomesta: Viimeisen jääkauden jäänjakaja-alue, jossa eroosio oli hyvin heikkoa, sijaitsi Keski-Lapissa. Tällä alueella on yleisesti rapakallioainesta, jossa raskasmetallit joissakin tapauksissa ovat helppoliukoisemmassa muodossa kuin muualla.

Maaperän orgaaninen pintakerros, humus, kerää raskasmetalleja alla olevasta maaperästä kuvastaen siten geologista alkuperää olevaa alkuaineiden vaihtelua. Mutta toisaalta merkittävä osa raskasmetalleista tulee myös sateen mukana ilmasta ja sitoutuu humukseen. Humuksen raskasmetallipitoisuus kertoo siten – geologisen vaihtelun lisäksi – ilmasta tulleen laskeuman ja siinä suhteessa sen kertoma historia on paljon pidemmältä ajanjaksolta kuin sammaltutkimuksilla saatu kuva.



Erityisesti Keski-Lapissa on tapahtunut raskasmetalleja sisältävien malmien ja pienempien malmimineralisaatioiden muodostumista laajoilla alueilla ja näiden prosessien tuloksena Keski-Lapin vihreäkivialueella on huomattavasti muuta maata korkeampia kromi-, nikkeli- ja kuparipitoisuuksia (kuva 4.5). Erityisesti luontaiset nikkelipitoisuudet ovat niin korkeita, että ne monin paikoin ylittävät jopa saastuneen maan ohje- ja raja-arvot. Kittilän pohjoisosissa on toisen tyyppisen malminmuodostuksen alue, johon liittyy korkeita arseeni-, kupari- ja sinkkipitoisuuksia – tähän muodostumaan liittyy myös useita kultaesiintymiä. Granuliittivyöhykkeen itäosissa on selvästi tavanomaista korkeampia sinkkipitoisuuksia. Lyijypitoisuudet Lapin maaperässä sen sijaan ovat poikkeuksellisen alhaisia.

Lapin maaperän raskasmetallipitoisuuksia on selvitetty useissa geokemiallisissa kartoituksissa varsin perusteellisesti (taulukko 4.4). Suomalais-ruotsalais-norjalaisena yhteistyönä toteutettu Pohjoiskalotti -projekti 1980-luvun al-

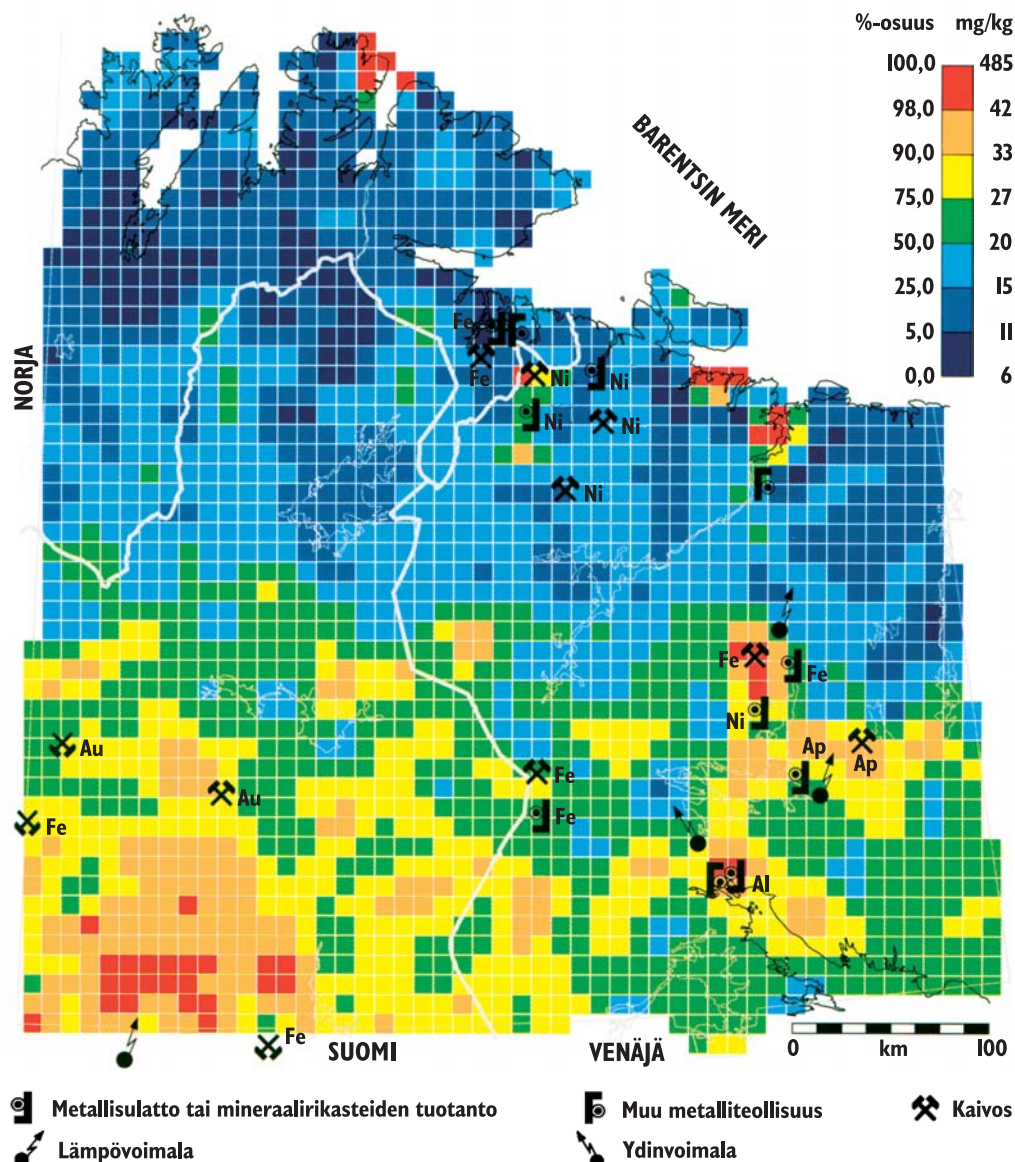
Kuva 4.5. Moreenin hienoaineksen (<0,06 mm) happoliukoiset ($\text{HNO}_3 + \text{HCL}$) kromipitoisuudet Suomessa. Näytteiden lukumäärä 82 062 (Salminen 1995).

Taulukko 4.4. Lapin maaperän raskasmetallien luontaisia pitoisuustasoja verrattuna muualta saatuihin tuloksiin. Arvot ovat mediaanipitoisuuksia (mg kg^{-1}) laajoista kartoitusaineistoista. AR=uutto kuningasvedellä, tot=kokonaispitoisuus

	uutto	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
Moreeni								
Koko Lappi	AR	0,7	0,02	19	37	22	1,7	21
Keski-Lappi	AR	-	-	24	52	24	-	23
Muu Suomi	AR	-	-	17	21	13	-	30
Kuolan länsiosa	AR	0,4	0,02	15	26	18	1,4	20
Norja	AR	-	<1	26	26	19	13	40
Keski-Lappi	tot	1,2	-	28	141	61	-	60
Kuolan länsiosa	tot	<0,5	-	-	100	<20	-	66
Muu Suomi	tot	3,2	-	20	51	19	-	58
Maailman keskiarvo	tot	5	0,3	25	80	20	17	70
Humus								
Lappi	AR	1,30	0,32	6,7	3	5,7	24	48
Norja	AR	-	0,8	7	3	3,2	33	42
Kuolan länsiosa	AR	1,27	0,33	17	3	24	18	49

kupuoliskolla kartoitti kalottialueen maaperän alkuainepitoisuuksia moreenimuodostumissa ja purosedimenteissä sekä humuksessa ja purosammalessa (Bölviken ym. 1986). Koko Suomen kattavat alueelliset geokemialliset kartoitukset, joiden näytemateriaalina oli moreeni, toteutettiin 1980 - 1990 -luvulla (Koljonen 1992, Salminen 1995). Suomen, Norjan ja Venäjän yhteistyönä toteutettu Kola Ecogeochemistry -hanke 1990-luvulla kartoitti mineraalimaan pohja- ja pintaosan lisäksi alkuaineiden jakaumaa humuksessa (kuva 4.6) ja samalla käyttäen eri analyysitekniikoita, jolloin myös raskasmetallien sitoutumistavasta ja siten mahdollisesta haitallisuudesta eliöille saatiin lisää tietoa (Reimann ym. 1998).

Tämän projektin tuloksena voitiin todeta, että Kuolan teollisuusalueilta leviävät raskasmetallipäästöt eivät ole uhkana Lapin luonnolle, joskin niiden vaikutus on havaittavissa Koillis-Lapissa sekä sammalten että humuskerroksen lievästi kohonneina nikkeli- ja kuparipitoisuuksina. Lisäksi harvemmalla pisteverkolla on osana laajempia kartoituskokonaisuuksia kerätty näytteet myös Lapista. Baltic Soil Survey -tutkimuksessa keskityttiin viljeltyjen maiden alkuaineiden jakauman tutkimiseen (Reimann ym. 2000). Euroopan geokemiallista atlasia (Salminen 2000) laadittaessa kartoitettiin mineraalimaan pinta- ja pohjaosan, tulvasedimenttien sekä humuksen ja sammalen alkuainejakaumat.



Kuva 4.6. Humuskerroksen happoliukoiset (HNO₃) liijypitoisuudet Suomen Lapissa ja Kuolan niemimaan länsiosassa. Näytteiden lukumäärä 617 (Reimann ym. 1998 mukaan).

Parhaillaan käynnissä oleva Barents Ecogeochemistry -projekti (Salminen ym. 2001) yhdessä edellä mainittujen kansainvälisten tutkimushankkeiden kanssa antaa mahdollisuuden verrata Suomen ja erityisesti Lapin olosuhteita toisaalta Pohjois-Venäjään aina Uralia myöten, toisaalta Eurooppaan.

Noiden laajojen kansainvälisten tutkimusprojektien alustavien tietojen perusteella voidaan Lappia kuten muitakin Euroopan arktisia alueita pitää puhtaina, vaikkakin paikalliset geologiset tekijät paikoin aiheuttavat korkeita raskasmetallipitoisuuksia maaperään ja vesistöihin. Samoin myös teollisuuden raskasmetallipäästöt vaikuttavat paikallisesti maaperän raskasmetallien määrään ja jakautumaan.

Maaeläimet

Porojen raskasmetallipitoisuuksia on selvitetty eri puolilta Lappia ja verrattu pitoisuuksiin hirvissä ja naudoissa (Rintala ym. 1995). Sekä poron, hirven että naudan lihaksessa kadmiumpitoisuudet olivat alhaisia, alle 0,005 mg/kg. Elohopean, lyijyn, kromin, nikkelin ja kuparin pitoisuudet poron lihaksessa todettiin myös alhaisiksi (Rintala ym. 1995). Munuaiseen ja maksaan kertyvää kadmiumia poroissa oli enemmän kuin naudoissa ja samaa tasoa kuin hirvissä (Niemi ym. 1993) ja metsäjäniksissä (Venäläinen ym. 1996). Uusimpien tulosten perusteella kadmiumin pitoisuus poron maksassa on vähentynyt eikä keskiarvo enää ylitä Pohjoismaiden ministerineuvoston käyttösuositusrajaa (0,5 mg/kg) (EELA 2001). Lyijyn pitoisuus poron maksassa (keskiarvo 0,15 mg/kg) on vähentynyt vielä selvemmin (Hirvi ja Venäläinen 2000).

Maaympäristön myrkkyseurantojen mukaan esimerkiksi metsäpäästäisen maksaan (Cd) ja muurahaisiin (Pb) kertyy selvästi alhaisempia metallipitoisuuksia Oulangalla ja Pallaksella kuin Nuuksiossa Etelä-Suomessa (Hirvi 1997, Henttonen ym. 2002). Metsäpäästäinen kerää tehokkaasti kadmiumin lisäksi mm. kuparia.

4.5 Vesiympäristö

Purovedet ja järvet

Purovesien raskasmetallipitoisuuksia on kartoitettu Lapissa Suomen geokemiallisen atlaksen laatimisen yhteydessä v. 1990 (Lahermo ym. 1996). Näytteenotto toistettiin valituista kohdista viisi vuotta myöhemmin ja samat kohteet tutkittiin jälleen v. 2000, jolloin kerättiin näytteet Barents Ecogeochemistry projektia varten koko Suomesta ja Luoteis-Venäjältä (Salminen ym. 2001). Viisivuotiskausittain tarkastellen ei mitään muutostrendejä tästä aineistosta voinut havaita – itse asiassa vuodenaikojen ja vuosien välinen luonnollinen vaihtelu on kohtalaisen suurta ja peittää näin lyhyen ajanjakson mahdolliset muutostrendit.

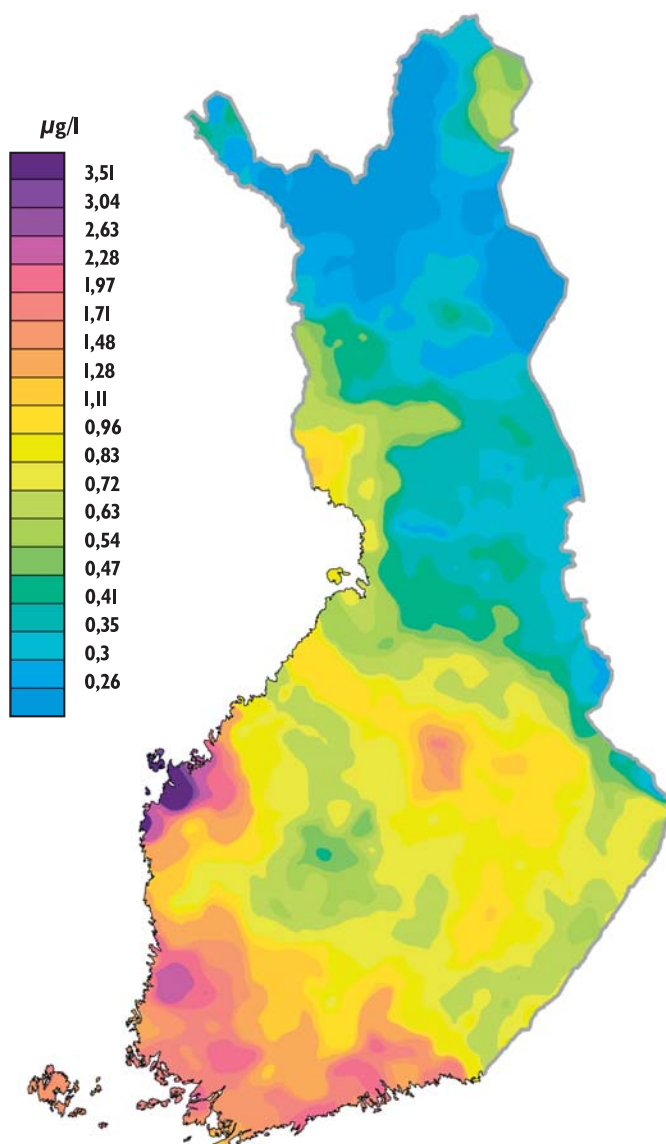
Lapin järvien raskasmetallipitoisuuksia on viimeksi tutkittu laajasti Pohjoismaisen järvikartoituksen yhteydessä vuonna 1995 (Mannio ym. 2000, Skjelkvåle ym. 2001). Raskasmetallien pitoisuudet Lapin pienvesistöissä ovat järvi- ja purokartoitusten mukaan olleet matalia ja selvästi alle eliöille arvioidun haitallisen tason (Mannio ym. 1995, Tarvainen ym. 1997). Esimerkiksi Kuolan järvien kupari- ja nikkelpitoisuudet voivat joillakin alueilla olla keskimäärinkin 10 - 100 kertaa suuremmat (Moiseenko ym. 1995) kuin Lapin järvien keskimääräiset pitoisuudet. Happamoituminen vaikuttaa oleellisesti vähemmän metallien huuhtoutumiseen Lapissa kuin esimerkiksi Etelä-Fennoskandiasa (Skjelkvåle ym. 2001, Mannio 2001). Toisaalta kevätulanta voi vapauttaa epäpuhtauksia Lapissa lyhyemmässä ajassa kuin etelämpänä.

Liuenneiden aineiden määrä Lapin pintavesissä – niin järvissä kuin purovesissä – on poikkeuksellisen alhainen. Raskasmetallit eivät tässä suhteessa tee poikkeusta (taulukko 4.5). Osaltaan raskasmetallien alhaisia pitoisuustasoja selittää purovesien vähäinen happamuus pH:n ollessa Lapin keski- ja pohjoisosissa yleisesti 6,5 - 7,0 ja koko Lapin me-

diaaniarvokin (6,2) ylittää selvästi muun Suomen vastaavan arvon (5,7). Järvien happamuus on vieläkin vähäisempää (6,8). Etelä- ja Keski-Lapin suoalueilla vedet ovat luontaisesti humusaineksen tummiksi värjäämiä ja niin ollen myös hieman happamampia kuin Pohjois-Lapin vedet.

Kallio- ja maaperässä olevat korkeat metallipitoisuudet eivät juurikaan heijastu pintavesien metallipitoisuuksiin (kuva 4.7). Poikkeuksen muodostaa Kittilän alue lähiympäristöineen, jossa korkeiden arseenipitoisuuksien alue on havaittavissa kaikissa luonnonmateriaaleissa. Sen sijaan purosedimenttien pitoisuudet kuvastavat samoja geologisia alkuperää olevia vaihteluita raskasmetallipitoisuuksissa kuin maaperänkin pitoisuudet. Olosuhteet ovat sellaiset, että veteen liuenneet haitalliset raskasmetallit saostuvat nopeasti sedimentteihin ja itse vesi jää hyvin puhtaaksi.

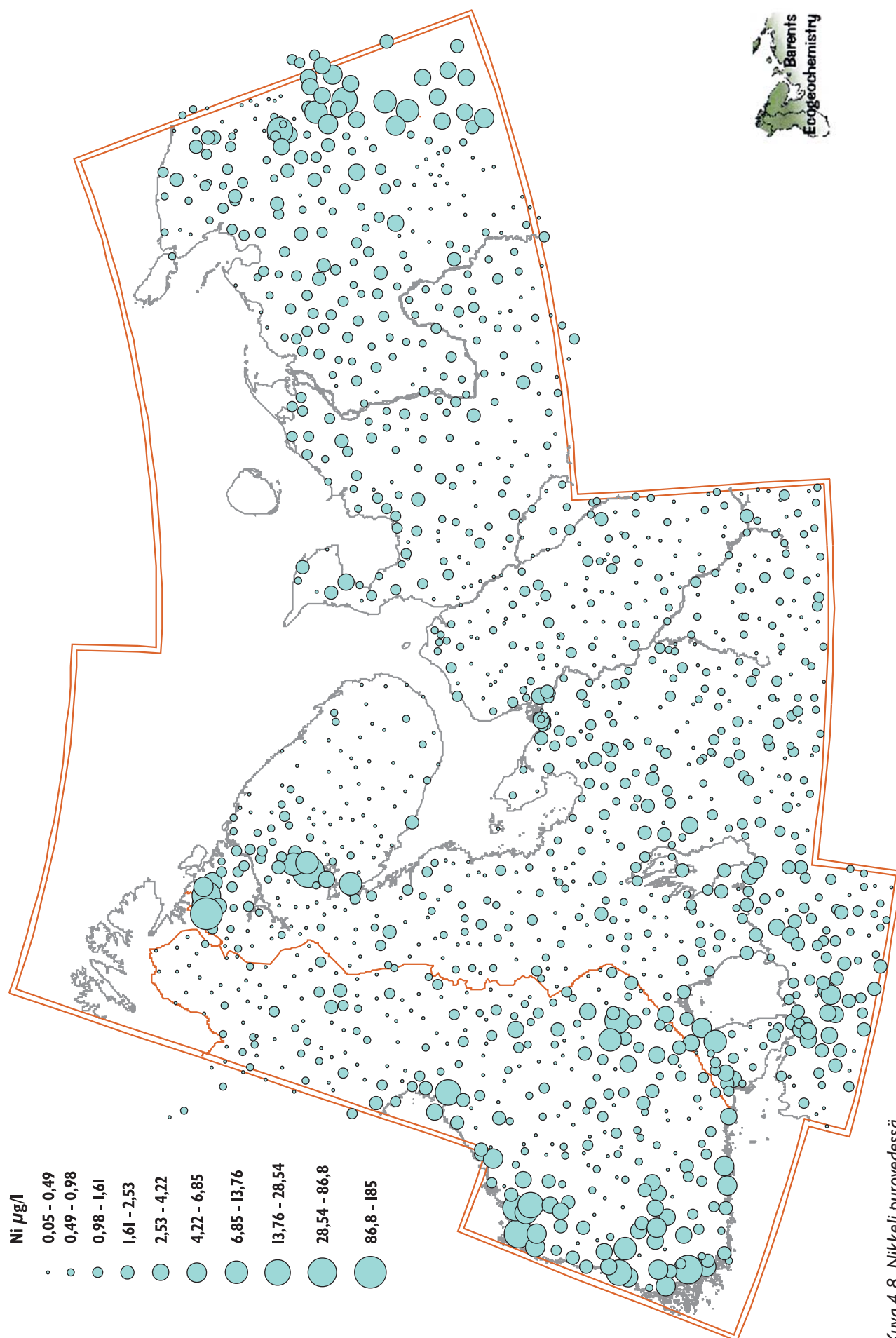
Lapin vesien puhtaus korostuu tarkasteltaessa Barents Ecogeochemistry projektin ensimmäisiä tuloksia. Niissä Kuolan teollisuusalueiden välittömässä



Kuva 4.7. Purovesien liuenneet kuparipitoisuudet Suomessa vuonna 1990. Näytteiden lukumäärä 1 166 (Lahermo ym. 1996).

Taulukko 4.5. Pinta- ja pohjavesien raskasmetallipitoisuuksien mediaaniarvoja ($\mu\text{g/l}$) Lapissa ja muun Suomen alueella (Lahermo ym. 1996, Tarvainen ym. 2001, Skjelkvåle ym. 2001). Raja-arvo pintavesille tarkoittaa pienintä pitoisuutta, jolla voi olla eliöille vaikutusta (Alm ym. 1999), pohjavesissä raja-arvoa suuremmat pitoisuudet voivat aiheuttaa terveydellisiä haittoja ihmisille ja haitallista syöpymistä tai haitallisia saostumia vesijohdoissa ja vedenkäyttölaitteissa (Anon. 2001).

		n	pH	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
Purovedet	Lappi	373	6,2	0,2	<0,02	0,3	0,4	0,3	0,2	2,1
	muu Suomi	804	5,7	0,5	<0,02	0,8	0,6	0,8	0,2	4,4
Järvet	Lappi	125	6,8	0,1	<0,03	0,2	0,2	0,3	0,05	1,2
	koko Suomi	464	6,6	0,3	<0,03	0,4	0,3	0,4	0,2	2,2
Raja-arvo			5,8	5	0,1	3	5	15	1	20
Maakaivot ja lähteet	Lappi	86	6,4	0,06	<0,02	16,9	0,25	0,75	0,22	25,8
	koko Suomi	729	6,4	0,14	0,02	2,4	0,2	0,84	0,04	10,4
Porakaivot	Lappi	66	7,0	0,06	<0,02	15,7	0,28	0,85	0,14	24,3
	koko Suomi	255	7,2	0,16	<0,02	9,1	<0,2	0,59	0,15	21,7
Raja-arvo			6,5 - 9,5	10	5	2 000	50	20	10	3 000



Kuva 4.8. Nikkeli purovedessä.

vaikutuspiirissä havaittiin yli kymmenkertaiseksi kohonneita pitoisuuksia (kuva 4.8). Muunkinlaisen ihmistoiminnan voimakkaan vaikutuksen alaisena olevilla alueilla kuten Arkangelin alueella, Pietarin ympäristössä tai Etelä-Suomessa nikkelipitoisuudet ovat moninkertaisia Lappiin verrattuna.

Elohopeapitoisuuksia pintavesissä on Lapin alueella mitattu vain muutamassa yhteydessä. Porvari ja Verta (1998) mittasivat elohopea- ja metyylielohopeapitoisuuksia v. 1994 Kemijoen vesistössä.

Kokonaiselohopeapitoisuudet vaihtelivat välillä 0,4 - 8,4 ng/l ja metyylielohopeapitoisuudet välillä 0,04 - 0,18 ng/l. He arvioivat tekoaltaiden nostavan lievästi veden metyylielohopeapitoisuutta mutta ei kokonaiselohopeapitoisuutta. Mereen laskevien jokien raskasmetalliseurannan tulosten mukaan kokonaiselohopeapitoisuudet Tornionjoessa ja Kemijoen vaihtelivat välillä 2 - 7 ng/l vuonna 2001. Mitatut pitoisuudet ovat tyypillisiä vähähumuksissa vesissä. Yleensä korkeimmat pitoisuudet esiintyvät korkeiden kiintoainespitoisuuksien yhteydessä myös Lapin vesissä.

Pohjavedet

Pohjaveden laatuun vaikuttavat kallioperän ja maaperän koostumus ja niiden geologiset ja geokemialliset ominaisuudet. Maaperän pohjavesi poikkeaa laadultaan saman alueen kalliopohjavedestä. Vettä hyvin läpäisevissä hiekka- ja sorakerrostumissa pohjaveden kierto on nopeaa, mistä johtuen pohjavesi sisältää runsaasti happea ja siihen liukenevien aineiden määrä jää vähäiseksi. Tiiviimmissä maalajeissa, kuten moreenissa, pohjaveden kierto on hitaampaa ja siitä johtuen veteen liuenneiden aineiden pitoisuudet ovat suurempia. Kalliopohjavesissä pitoisuudet ovat yleensä suurimmat veden hitaasta kierrosta johtuen. Pohjaveteen liukenevien aineiden määrään vaikuttaa myös mineraalien kestävyys rapautumista vastaan. Suomessa esiintyy runsaasti happamia ja rapautumista kestäviä kivilajeja, joista liukenevien aineiden määrät ovat pie-

nempiä kuin emäksisten kivilajien alueella. Pohjaveden laatuun vaikuttaa myös ihmistoiminta, kuten teollisuuden, asutuksen ja maatalouden päästöt. Maankäyttö, kuten metsänhakkuu, maanmuokkaus tai teiden rakentaminen, vaikuttavat paikallisesti pohjaveteen. Ilmansaasteet voivat aiheuttaa pohjaveteen laaja-alaisia muutoksia.

Pohjaveden laatua tutkittiin Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) vuonna 1999 toteuttamassa valtakunnallisessa pohjavesikartoituksessa. Koko Suomesta analysoitiin noin 1 000 pohjavesinäytettä, joista 152 oli Lapista (taulukko 4.5). Pohjaveden laatua ja laadun muutoksia tutkitaan myös GTK:n pohjaveden seurantatutkimuksessa, jossa pohjaveden laatu analysoidaan neljä kertaa vuodessa noin 20 kohteesta eri puolilla Lappia (Backman ym. 1999). Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää ihmistoiminnan ja geologisten tekijöiden vaikutus pohjaveden laatuun ja määrään sekä laadun muutoksiin. Suurin osa kohteista on haja-asutusalueiden kaivoja, osa on luonnontilaisia lähteitä.

Maaperän pohjavedet ovat Lapissa keskimäärin lievästi happamia (pH:n mediaani 6,4) ja lähes neutraaleja kallioporakaivoissa (pH:n mediaani 7,0). Erot koko Suomeen verrattuna ovat vähäisiä. Sähkönjohtavuus sekä alkuaineiden ja liuenneiden yhdisteiden pitoisuudet ovat yleensä keskimäärin pienempiä Lapissa kuin koko maassa. Suurempia ovat Lapissa Cu-, Pb- ja Zn-pitoisuudet ja lähes saman suuruisia Cd- ja Cr-pitoisuudet. Lapissa myös kallioporakaivoissa suurin osa pitoisuuksista on keskimäärin pienempiä kuin koko Suomessa. Suurempia ovat vain Cr- ja Cu-pitoisuudet ja suunnilleen yhtä suuria Cd-, Ni-, Pb- ja Zn-pitoisuudet.

Paikallisia ihmistoiminnan vaikutuksia on selvitetty esimerkiksi Kemin-Tornion seudulla kromikaivoksen ja tehdään lähialueilla. Niiden vaikutuksia ei ole havaittavissa lähialueiden pohjavesien raskasmetallipitoisuuksissa. Kromipitoisuudet ovat vain muutamia mikrogrammoja litrassa, maksimipitoisuus on 10,2 µg/l. Keski-Lapin liuskealueella kallioporakaivoissa on havaittu suurempia raskasmetallipitoisuuksia kuin muu-

alla Lapissa, esimerkiksi Cr-, Cu-, Ni-, Pb- ja Zn-pitoisuudet. Tämä johtuu geologisista tekijöistä, joita on kuvattu aiemmin maaperän yhteydessä.

Verrattaessa pitoisuuksia GTK:n tekemään vanhempaan pohjavesikartoitukseen 1970 - 1980 -lukujen vaihteessa voidaan todeta, että nykyisin pH-arvot ovat keskimäärin korkeampia ja sähköjohtavuudet pienempiä, mikä osoittaa happamuuden vähenemistä ja veteen liuenneiden elektrolyyttien vähäisempää määrää. Muutokset osoittavat pohjaveden laadun kehittyneen parempaan suuntaan.

Järvisedimentit

Järvien pohjasedimenttiaineistoja on kerätty laajasti Fennoskandiassa ja Kuolasassa, missä aineistoilla on pyritty selvittämään ilmansaasteiden kaukokulkeutuman levinneisyyttä ja mahdollisia vaikutuksia vesiekosysteemeihin. Erityisen hyvin menetelmä soveltuu raskasmetal-

leille. Ihmistöiminnan merkitystä ja järvien vertailua voidaan tehdä metallin rikastumiskertoimen avulla. Siinä verrataan pintasedimentissä (0 - 5 cm) olevaa metallipitoisuutta syvällä olevaan, ennen teollistunutta aikakautta kertyneen sedimenttikerroksen (n. 20 cm) metallipitoisuuteen (EF = pintasedimentin metallipitoisuus / esiteollisen ajan metallipitoisuus). Lapin pienten järvien pintasedimenteissä rikastumiskertoimet ovat tyypillisesti lyijyllä 5 - 10, kadmiumilla 1 - 5, arseenilla 3 ja elohopealla 2. Nikkelin kerroin on 3 joillakin Koillis-Lapin järvillä. Sen sijaan kuparin ja kromin kerroin ei ylitä arvoa 2. Vastaavia kertoimia on raportoitu Pohjois-Norjasta ja hieman alempia Pohjois-Ruotsista (taulukko 3.6). Tulokset osoittavat, että erityisesti haitallisimpien metallien, elohopean, kadmiumin ja lyijyn kertyminen järvien pohjalle ei ole ollut niin voimakasta kuin Etelä-Suomessa, jossa kuormitus on ollut voimakkaampaa ja pitkäaikaisempaa.

Taulukko 4.6. Raskasmetallien rikastumiskertoimia järvien pohjasedimenteissä Pohjoismaissa.

	Pb	Cd	Hg	As	Zn	Cu	Ni	Cr	Viite
Pohjois-Suomi	5 - 10	2 - 5	2	3	<2	<2	1 - 3	<2	1,3
Pohjois-Ruotsi	~2	~2	~2	..	~1	~1	2
Pohjois-Norja	2 - 3	..	1 - 3	..	<1	<1	1	..	4
Etelä-Suomi	18	8	6,3	4,6	6	1,9	1,7	1,5	1,5
Etelä-Ruotsi	>10	10	5	..	5	2	6
Etelä-Norja	3 - 7	2 - 4	2 - 4	1 - 2	..	7
Norja	6,2	2,0	2,6	3,9	1,3	1,3	1,1	1,1	8

Viitteet:

1) Verta ym. 1990

2) Johansson ym. 1995

3) Mannio ym. 1997

4) Rognerud ym. 1998

5) Mannio 2001

6) Johansson 1989

7) Rognerud ja Fjeld 1993

8) Rognerud ja Fjeld 2001

Kalasto

Tuoreita mittaustuloksia on lähinnä kalojen elohopeapitoisuuksista. Tämä johtuu siitä, että elohopean on todettu bioakkumuloituvan ravintoketjuissa ja aiheuttavan terveysriskin kaloja syöville ihmisille ja eläimille. Elohopean kertyminen kaloihin vaihtelee paljon eri alueilla. Korkeimmat pitoisuudet esiinty-

vät petokaloissa kuten haussa, ahvenassa ja mateessa, joilla pitoisuudet kasvavat kalojen koon ja iän myötä. Siten hidaskasvuissa vanhoissa petokaloissa voidaan mitata hyvinkin korkeita elohopeapitoisuuksia myös varsin luonnonalaisilla alueilla kuten Lapissa. Samanlaista korrelaatiota ei tavata yleisesti siialla eikä nieriällä. Korkea kalsiumin tai magnesiumin ja ravinteiden pitoisuus



Aarno Torvinen

vedessä vähentää elohopean bioakku-
mulaatiota, kun taas veden happamuus
ja humuspitoisuus lisäävät sitä.

Vuosina 2000 - 2001 kartoitettiin La-
pin kalojen ympäristömyrkkypitoisuuksia
kymmenessä järvestä ja Tornionjo-
essa (Mannio ym. 2002). Elohopeapitoi-
suudet hauissa olivat keskimäärin 0,19 -
0,45 mg/kg (taulukko 4.7). Suurin keski-
määräinen pitoisuus on Kemijärvestä,
jonka vesistöalueelta on Kemijoki Oy:n
toimesta kartoitettu elohopeapitoisuuksia
myös laajemmin vuosina 1994 ja 2000
- 2001 (Porvari ja Verta 1998, Verta 2002).
Elohopeapitoisuudet ovat kuitenkin vä-
hentyneet, esimerkiksi Kitisen alueella
hauen elohopeapitoisuus on vähenty-

nyt jopa kolmanneksen (0,58 - 0,37 mg/
kg), muualla muutos on ollut pienempi.
Näillä Kemijoen vesistön alueilla ka-
lojen pitoisuuteen vaikuttaa osin altai-
den rakentamisen yhteydessä maaperäs-
tä veteen uuttunut elohopea. Inarinjär-
ven hauissa oli matalin keskimääräinen
pitoisuus, 0,19 mg/kg. Valtakunnallisen
seurannan mukaan hauen keskimää-
räinen elohopeapitoisuus hajakuormi-
tetuissa järvissä Suomessa on 0,52 mg/
kg (Verta ym. 2002), joten Lapin arvot
ovat selvästi matalampia.

Elohopeapitoisuudet ovat Lapissa
matalia sekä nieriöissä että siioissa, alle
0,1 mg/kg (taulukko 4.7). Aiemmassa
kartoituksessa Kemijoen vesistöalueel-

Taulukko 4.7. Lapin kalojen elohopeapitoisuuksia (mg/g tuorepainoa) vuosina 2000 - 2001. Hauen elohopeapitoisuus on laskettu kilon painoiselle kalalle.

	hauki	ahven	siika	nieriä	muikku
Inarijärvi	0,19	0,14	0,08		0,16
Kilpisjärvi			0,08	0,06	
Tornionjoki	0,39		0,06		
Lokka	0,23		0,08		
Kemijärvi	0,45				
Unari	0,29	0,36			
Muddusjärvi	0,28	0,19	0,08		
Nitsijärvi			0,10		
Pahtajärvi				0,07	
Kuusijärvi	0,20	0,19			
Kynsijärvi	0,37	0,17			

la siikojen keskimääräinen Hg-pitoisuus oli hieman korkeampi, keskimäärin 0,16 mg/kg (Porvari ja Verta 1998). Samoin korkeampaa tasoa mitattiin esimerkiksi Nitsijärven siioissa (0,20 mg/kg) (Juntto ym. 1997). Kuitenkaan hyvää aikasarjaa, josta voisi päätellä muutoksen merkitsevyyttä, ei tällä hetkellä ole.

Suosituksen mukaan kalaa, jonka elohopeapitoisuus on 0,5 - 1 mg/kg, ei tulisi syödä kuin enintään 0,5 kg viikossa (Lääkintöhallitus 1981). Tällaisia haukia oli vuoden 2001 kartoituksessa 7,5 %. Korkein siiaista mitattu pitoisuus oli 0,13 ja nieriästä 0,22 mg/kg. Aineisto edustaa siikojen ja haukien osalta hyvin Lapin suuria, kirkasvetisiä järviä.

Muiden metallien pitoisuudet kalan lihaksessa olivat hyvin matalia eivätkä heijastaneet esimerkiksi alueellista laskeumaa tai sedimenttien metallipitoisuutta. Kaikki aineistosta mitatut Cd- ja Pb-tulokset ovat alle 0,03 mg/kg, useimmiten alle 0,003 mg/kg. Toisin kuin elohopea, muut raskasmetallit eivät kerry yhtä merkittävässä määrin kalan lihakseen, vaan muihin kudoksiin kuten maksaan ja munuaisiin (Cd), kiduksiin (Al, Fe) tai luustoon (Pb). Muilla metalleilla ei myöskään tapahdu niin merkittävästi rikastumista ravintoketjussa, jo-

ten pitoisuus ei kasva ravintoketjun huipulle (petoihin) (Spry ja Wiener 1991). Muiden kuin elohopean osalta kalaravinto ei ole yhtä merkityksellinen raskasmetallien lähde (Varo ja Koivistoinen 1980).

4.6 Tilanteen kehitys

Ilman kautta kaukokulkeutuvien raskasmetallien päästöjä on vähennetty Länsi-Euroopassa tehokkaasti jo yli 10 vuoden ajan. Vastaavasti Itä-Euroopassa, Luoteis-Venäjä mukaan lukien, talouden rakennemuutos on johtanut raskasmetallipäästöjen vähentymiseen. Tämä kehitys on heijastunut mm. Suomen raskasmetallikuormituksen vähentymisenä. Laajimmalle levinneiden ja haitallisimpien metallien – elohopean, kadmiumin ja lyijyn – kuormitus Lapissa on ollut jatkuvasti pienempää kuin Etelä-Suomessa.

Vakavimmat metallien aiheuttamat vaikutukset arktisille ekosysteemeille johtuvat paikallisista päästöistä. Kuolan niemimaan ja Norilskin alueen nikkeli-kuparisulatot ovat saastuttaneet pahoin lähialueiden maa- ja vesiympäristöt. Lähimpänä sulattoja nikkeli- ja kuparilaskeuma yhdessä happamoittavien päästöjen kanssa on tuhonnut maaperän aluskasvillisuuden, mistä on ollut seurauksena ”teollisuusaavikko”. Lisäksi useiden järvien ekosysteemi on täysin tuhoutunut. Vaikka pääosa sulattojen päästöistä laskeutuu lähelle päästölähdettä, ne ovat myös merkittävin koko polaarialueen metallikuormittaja.

Kuolan alueen päästöt ovat viimeisen kymmenen vuoden aikana joko pienentyneet tai pysyneet samalla tasolla, mikä johtuu enimmäkseen siitä, että teollisuus on toiminut vajaateholla. Päästökaikkehitys riippuu täysin sulattojen vanhentuneen teknologian uusimisesta, mikä saattaa lähivuosina toteutua. On selvää, että ponnisteluja pitää edelleen jatkaa päästövähennysten aikaansaamiseksi.

Alueellisesti Kuolan nikkeli- ja kuparipäästöt ovat merkittäviä, mutta vaikutusten ei arvioida leviävän laajemmalle nykyisellä kuormitustasolla. Tor-



Reijo Salminen

nion jaloterästehdas on suurin paikallinen raskasmetallikuormittaja, mutta kromin vaikutuksia ympäristöön tai ihmisen terveyteen ei ole todennettu. Kallioperän laatu aiheuttaa joillakin alueilla Keski-Lapissa metallipitoisuuksien kohoamista elollisessakin ympäristössä.

Raskasmetallien vaikutukset Lapin luontoon eivät vaikuta tällä hetkellä kovin huolestuttavilta. Pitoisuudet vesissä ja maaperässä eivät ylitä rajoja, joilla arvioidaan olevan eliöille vaikutuksia. Elintarvikkeina käytettävien marjojen, kalojen ja poron lihan raskasmetallipitoisuudet ovat alhaisia ja usein alempia kuin muilla pohjoisilla alueilla tai Etelä-Suomessa.

Maaailmanlaajuisesti leviävän elohopean osalta kuormituksen kehitys riippuu paljolti Aasian kasvavan kivihiilen polton kehityksestä. Mikäli elohopean päästöjä ei saada vähenemään, on mahdollista, että kertyminen ekosysteemeihin pohjoisilla leveysasteilla kasvaa. Ilmaston muuttuminen saattaa samalla muuttaa fysikaalis-kemiallisia oloja niin, että aineiden kiertokulku muuttuu.

AMAP-työryhmän arviointi ja suositukset Arktisen alueen saastumisesta on toimitettu tämän julkaisun osaan II.



Pysyvät orgaaniset ympäristö- myrkyt

5

5.1 Johdanto

Tärkein arktisille alueille kulkeutuvien ympäristömyrkkujen lähde tällä hetkellä on niiden aikaisempi käyttö. Teollisesti valmistettujen orgaanisten kemikaalien kulkeutumisesta arktisille alueille tehtiin ensimmäiset havainnot 1970-luvun alussa, kun hylkeenrasvassa todettiin DDT:tä. Muutaman vuoden kuluessa sitä ja muita hyönteismyrkkyjä mitattiin myös maitovalaista, jääkarhuista ja kaloista. Hyönteismyrkkujen lisäksi löydettiin jäämiä polyklooratuista bifenyyleistä (PCB). 1980-luvun lopulla havaittiin, että eräällä saarella Luoteis-Kanadassa äidinmaito sisälsi niin paljon PCB:tä, että se saattoi olla terveydelle vaarallista. Huippuvuorten jääkarhuissa korkea PCB-pitoisuus aiheuttaa infektiot herkkyttä ja mahdollisesti poikaskuolleisuutta.

Pysyviksi orgaanisiksi ympäristömyrkyiksi (Persistent Organic Pollutants, POP) nimitetään sellaisia ympäristölle haitallisia aineita, jotka kestävät luonnossa pitkiä aikoja hajoamatta. Jotkut POP-yhdisteet ovat teollisuuskemikaaleja, joiden myrkyllisyys on tuotteen ikävä sivuvaikutus, ja toiset aineet taas ovat teollisuusprosessien sivutuotteita. Ympäristömyrkkijä pääsee ilmaan myös epätäydellisistä polttoprosesseista, esimerkiksi liikenteen pakokaasuista sekä hiilen, puun ja jätteen poltosta. Näihin kahteen ryhmään kuuluvat mm. PCB:t, heksaklooribentseeni (HCB), sekä bromia sisältävät palonestoaineet, polyyksiset aromaattiset hiilivedyt (PAH) ja dioksiinit ja furaanit (PCDD/F).

Kolmannen ryhmän muodostavat aineet, joiden on nimenomaan tarkoitus olla myrkyllisiä, esimerkiksi hyönteismyrkyt eli pestisidit. Esimerkkejä näistä ovat DDT ja sen hajoamistuot-

teet DDD ja DDE, klordaanit, heksakloorisykloheksaani (HCH, jonka gamma-isomeeri on lindaani), aldrini, dieldriini, mirex, toksafeeni ja organotinayhdisteet. Useat orgaaniset ympäristömyrkyt sisältävät klooria ja niitä nimitetään organoklooriyhdisteiksi.

Uudempia, yleisesti käytössä olevia kemikaaleja edustavat esimerkiksi bromia sisältävät palonestoaineet. Niitä on käytössä mm. tekstiileissä, eristelevyissä, vaahtomuoveissa ja ATK-laitteissa. Kemiallisten ominaisuuksiensa perusteella niiden voidaan epäillä olevan pysyviä ja kertyviä, hormonaalisesti aktiivisia ja lisääntymis- ja kehitystoksisia. Bromatuista aineista eniten käytetään tällä hetkellä tetrabromibisfenoli a:ta (TBBA) pääosin elektronisissa piirilevyissä ja heksabromisyklotodekaania (HBCD), jota käytetään esim. eristykseen tarkoitetuissa materiaaleissa (styrokse, muovit) ja tekstiileissä. Paljon käytettyjä ja eniten tutkittuja ovat polybromatut difenyylieetterit (PBDE), joita käytetään useita eri yhdisteitä sisältävinä sekoituksina. PentaBDE on luokiteltu haitallisimpien aineiden joukkoon ja sen käyttö ollaan EU:ssa kieltämässä. HBCD on todettu myrkylliseksi useille vesieliöille. Lisäksi HBCD:n on todettu kertyvän vesiympäristössä erityisesti kalaan. Alustavan ruotsalaisen tutkimuksen mukaan ihmisten altistuminen HBCD:lle ruoan, lähinnä kalan kautta saattaa olla suurempaa kuin PBDE:ille.

AMAP-ohjelmassa seurataan edellä mainittuja ympäristömyrkkijä ja kaikkia niitä on myös tavattu arktisilta alueilta. Kuitenkaan Lapin ympäristöstä kaikkia em. yhdisteitä, esimerkiksi palonestoaineita, ei ole vielä mitattu. Näiden aineiden pitoisuustaso pohjoisilla alueilla on yleensä matalampi kuin lauh-

Kansainvälisiä sopimuksia ympäristömyrkkujen sääntelemiseksi

Kansallisesti useita POP-yhdisteitä (Persistent Organic Pollutants, pysyviä orgaanisia ympäristömyrkyjä) on säännelty 1970-luvulta lähtien. Alueellinen sopimus saatiin aikaan vuonna 1998, kun Yhdistyneiden kansakuntien Euroopan talouskomission (UNECE) alaiseen ilmansaasteiden kaukokulkeutumista koskevaan yleissopimukseen lisättiin POP-yhdisteitä koskeva sopimus, jonka piiriin kuuluu Eurooppa, kaikki entiseen Neuvostoliittoon kuuluneet valtiot ja Pohjois-Amerikka. Kaikki AMAP-maat Venäjää lukuun ottamatta ovat allekirjoittaneet sopimuksen. Syyskuussa 2002 AMAP-maista Kanada, Norja, Ruotsi, Tanska ja Suomi olivat ratifioineet sopimuksen.

Alueellinen sopimus pohjusti tietä maailmanlaajuisille neuvotteluille POP-yhdisteiden kieltämiseksi YK:n ympäristöohjelman (UNEP) alaisuudessa. POP-yhdisteitä koskeva Tukholman sopimus allekirjoitettiin toukokuussa 2001. Syyskuussa 2002 AMAP-maista Kanada, Norja, Ruotsi, Islanti ja Suomi olivat ratifioineet sopimuksen.

Kummassakin sopimuksessa nimetään tiettyjä POP-yhdisteitä, joiden käyttö kielletään kokonaan tai joiden käyttöä tai päästöjä rajoitetaan. Niihin sisältyy teollisuuskemikaaleja ja teollisuusprosessien sivutuotteita, kuten PCB:t, dioksiinit, furaanit ja heksaklooribentseeni. Sopimukseen sisältyy myös joitakin organokloori-pestisidejä: aldrini, klordaani, dieldriini, DDT, endriini, heptakloori, mirex ja toksafeeni. Yhdessä näitä kaikkia nimitetään usein ”likaiseksi tusinaksi”. Jotkut POP-yhdisteet sisältyvät vain UNECE:n sopimukseen, erityisesti pestisidi heksakloorisykloheksaani (HCH).

Sopimuksissa määritellään myös kriteerit, joiden perusteella uusia yhdisteitä liitetään sopimukseen. Tarkasteltavia ominaisuuksia ovat pysyvyys, kertyminen eliöistöön, mahdollisuus kaukokulkeutumiseen ja haitalliset vaikutukset. Arktinen alue sopii hyvin kaukokulkeutumisen indikaattorialueeksi. Siksi kemikaalien kulkeutumisesta arktisella alueella lisätietoa antavat seurantalokset ovat ratkaisevia, kun harkitaan uusien yhdisteiden liittämistä sopimusten piiriin.

kealla vyöhykkeellä, mutta silti useat yhdisteet esiintyvät tasolla, jolla voidaan arvioida olevan haittavaikutuksia joillekin eläimille. Esimerkkinä voidaan mainita lisääntymisongelmat, joita DDT aiheuttaa joillekin linnuille ja PCB sekä dioksiinit merinisäkkäille. Monilla arktisilla lajeilla myös neurotoksisten ja tautien vastustuskykyä heikentävien vaikutusten kynnyksrajat ovat lähellä tai ylittyneet. Herkimpiä tässä suhteessa ovat ravintoketjun huipulla olevat eläimet kuten jääkarhu ja petolinnut. Orgaanisista ympäristömyrkyistä PCB:t ovat selvimmin ravintoketjussa rikastuvia aineita.

Tässä luvussa esitetään uusimpia seuranta- ja kartoitustuloksia pysyivistä orgaanisista ympäristömyrkyistä Lapin ympäristössä. Pääpaino on viimeisen viiden vuoden aikana kertyneillä ja julkaistuilla tuloksilla. Joitakin tuloksia

edellisestä AMAP-raportista (Mannio ja Juntto 1997) on myös sisällytetty. Vertailukohtana ympäristön tilalle Lapissa on tällä kertaa enemmän muu Suomi, kun se aiemmassa raportissa oli lähinnä muut pohjoiset alueet.

5.2 Päästöt ja kulkeutuminen

Arktisissa maissa sekä DDT:n että PCB:n käyttö on nykyisin kiellettyä, mutta silti näille alueille kulkeutuu ympäristömyrkyjä alueilta, joissa niiden käyttö on vielä sallittua (katso tietolaatikko). Arktiset alueet saavat valtaosan orgaanisista ympäristömyrkyistä ilmajäätömuotojen mukanaan tuomana kaukokulkeutumaan. Joidenkin aineiden, kuten PCB:n, DDT:n ja HCH:n merkittäviä päästölähteitä voi

olla AMAP-alueen sisäpuolellakin, mutta ne tunnetaan huonosti. Esimerkiksi Venäjän alueella on arvioitu olevan noin 24 000 tonnia puutteellisesti varastoitua vanhentuneita torjunta-aineita. Venäjän suuret pohjoiseen virtaavat joet, joiden varrella on paikoin hyvinkin teollistuneita seutuja, saattavat olla huomattavia arktisten merialueiden kuormittajia.

HCB:n käyttö pestisidinä kiellettiin Suomessa vuonna 1996. Sitä voi syntyä jonkin verran teollisuus- ja polttoprosesseissa. PCB-yhdisteitä sisältävät kondensaattorit ja muuntajat on poistettu käytöstä Suomessa vuonna 1995. Lindaanin viimeinen käyttölupa Suomessa loppui kesäkuussa 1988. Muiden HCH-yhdisteiden käyttö kiellettiin vuonna 1977 ja DDT:n, klordanin, aldrinin, dieldriinin ja toksafeenin jo aiemmin. Mirexiä ei ole koskaan käytetty Suomessa. DDT:tä myytiin Suomessa 238 tonnia aikanaan vuosina 1953 - 1976. Lindaanin käyttö on kielletty myös Ruotsissa ja Norjassa, sen sijaan Keski-Euroopassa sitä käytetään edelleen. Tällä hetkellä ei ole tiedossa pysyvien orgaanisten klooripestisidien käyttöä pohjoisessa Fennoskandiassa. PAH-yhdisteitä käytetään Suomessa edelleen, lähinnä kreesoottijälyissä puunkyllästeinä 4 000 - 8 000 tonnia vuodessa (Repo 2001).

Suomen dioksiinien päästöistä on tehty ensimmäisiä suuntaa-antavia laskeuksia. Vuonna 2000 ilmakehään polttoprosesseista pääsevien dioksiinien määrän on laskettu olevan noin 30 grammaa I-TEQ (kansainvälinen myrkyllisyysyksikkö), josta jopa noin puolet tulee biopolttoaineiden käytöstä asuntojen lämmitykseen (SYKE 2002a). Suomen päästöt ovat pieniä verrattuna suuriin teollisuusmaihin, joissa päästöt voivat olla yli kilogramman luokkaa (Ruuskanen 2000).

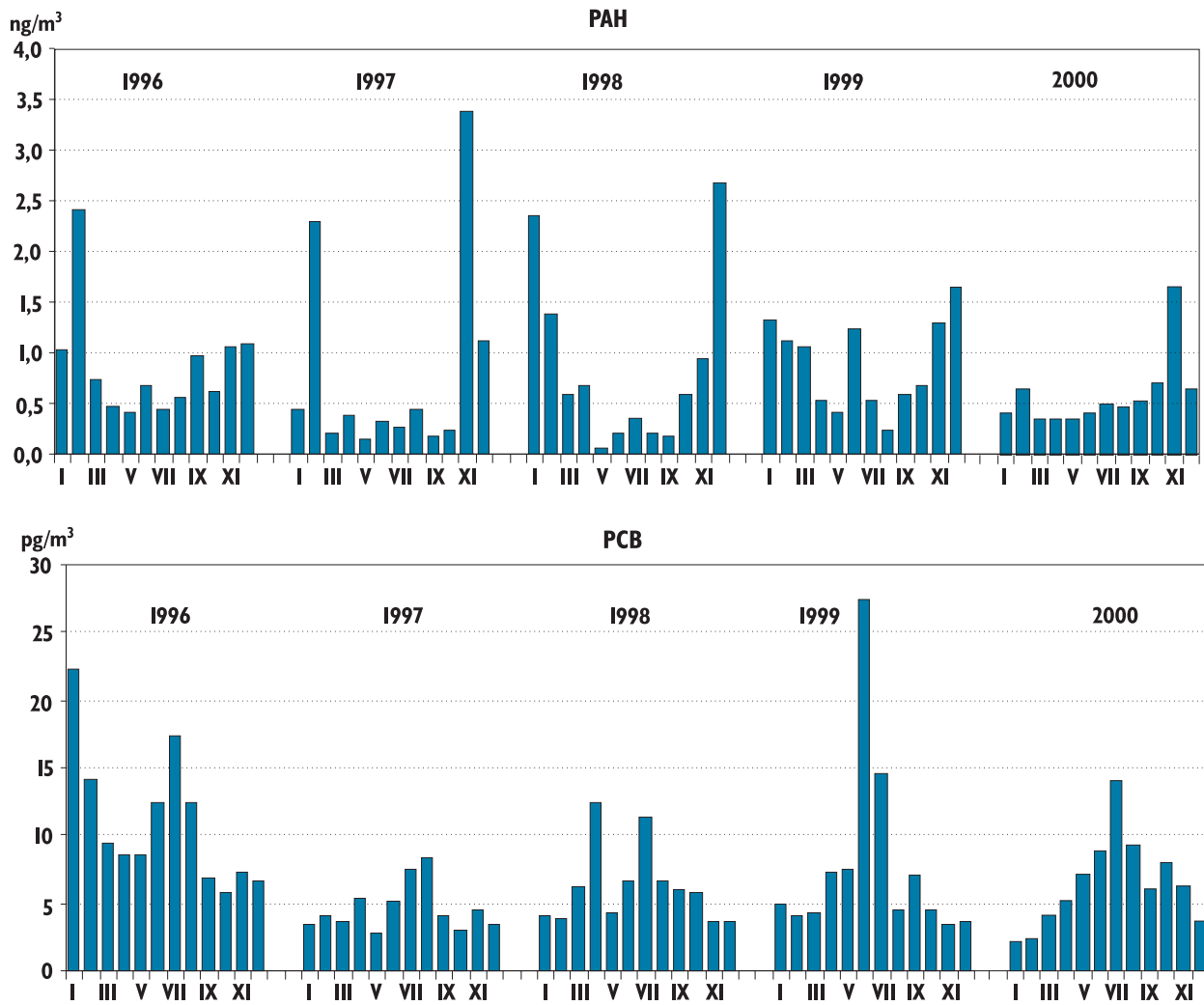
Pysyvien orgaanisten ympäristömyrkköjen kulkeutuminen arktisille alueille on mutkikasta. Monet yhdisteistä ovat osittain haihtuvia ja kulkeutuvat tekemällä useita "loikkia" kuten elohopean yhteydessä esitettiin. Nämä yhdisteet laskeutuvat lumikerrokseen ja saattavat haihtua uudelleen, hautautua tai kulkeutua vesiekosysteemeihin

lumen sulamisen yhteydessä. Kunkin yhdisteen kulkeutuminen riippuu sen fysikaalis-kemiallisista ominaisuuksista. Jotkut aineista liukenevat jonkin verran veteen, mutta useimmat ovat rasvaliukoisia tai kiinnittyvät mieluummin hiukkasiin. Lämpötilasta riippuen aineet voivat olla kaasumaisia tai kiinteitä. Kylminä talvikuukausina useimmat orgaaniset ympäristömyrkyt kiinnittyvät hiukkasiin ja kulkeutuvat arktisille alueille arktista auerta muodostavien aerosolien mukana, kun taas kesällä jotkut aineet kulkeutuvat kaasuina. Orgaanisia ympäristömyrkköjä kulkeutuu arktisille alueille myös merivirtojen mukana. Biologinen kulkeutumisreitti on muuttolintujen mukanaan tuoma myrkykuorma saastuneilta talvehtimisalueilta.

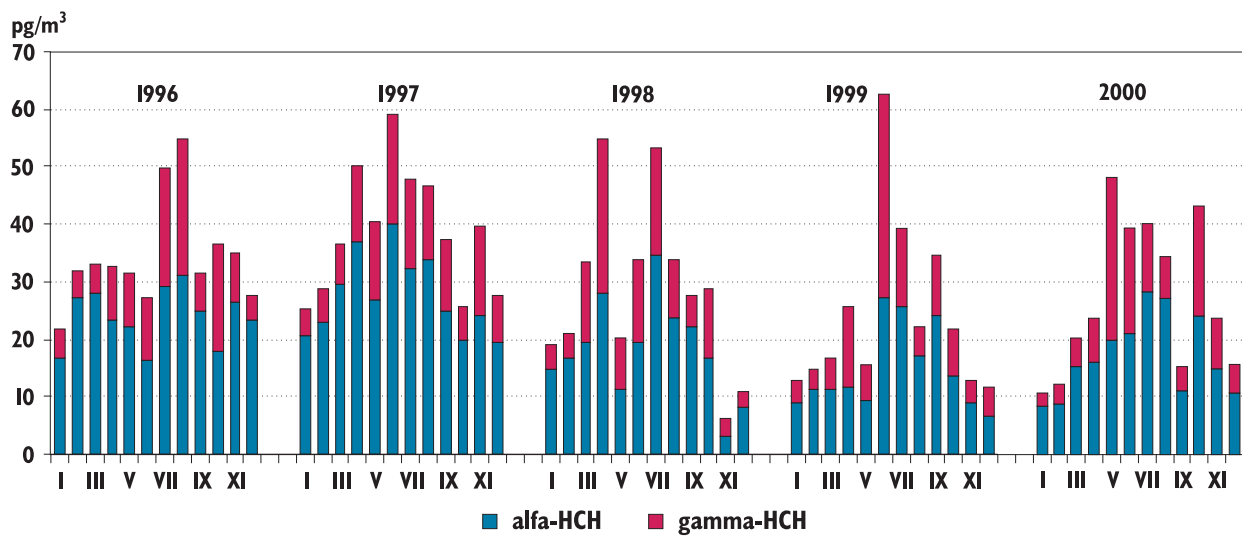
5.3 Pitoisuudet ilmassa ja laskeuma

Ilmatieteen laitos aloitti vuoden 1996 alusta yhteistyössä Ruotsin ympäristötutkimuslaitoksen (IVL) kanssa orgaanisten ympäristömyrkköjen seurannan Pallaksen Matorovalla. Ilmasta ja sadvedestä kerätään viikkonäytteet kerran kuussa. Ilman korkeimmat PAH-pitoisuudet esiintyvät talvella, kun taas PCB-pitoisuus on korkeimmillaan useimmiten kesällä (kuva 5.1). Kesällä ovat korkeimmillaan myös heksakloorisykloheksaanin pitoisuudet (kuva 5.2). Verrattuna Ruotsin länsirannikolla mitattuihin pitoisuuksiin PAH-pitoisuudet ovat Pallaksella huomattavasti matalammat, kun taas PCB- ja HCH-pitoisuudet ovat vain jonkin verran matalampia tai samalla tasolla (Brorström-Lundén ym. 2000).

Vaikka alfa-HCH:n keskimääräinen pitoisuus ilmassa on suurempi kuin gamma-HCH:n (kuva 5.2), gamma-HCH:n laskeuma on kuitenkin suurempi (taulukko 5.1). Tämä osoittaa sateen huuhtovan ilmasta tehokkaammin gamma-HCH:ta kuin alfa-HCH:ta. Pallaksella mitatut PAH- ja HCH-laskeumat ovat huomattavasti pienemmät kuin Ruotsin länsirannikolla mitatut, mutta PCB-laskeumat ovat samaa suuruusluokkaa.



Kuva 5.1. Ilmasta mitattu PAH-pitoisuus (11 yhdisteen summa) ja PCB-pitoisuus (7 yhdisteen summa) Pallaksen Matorovalla vuosina 1996 - 2000.



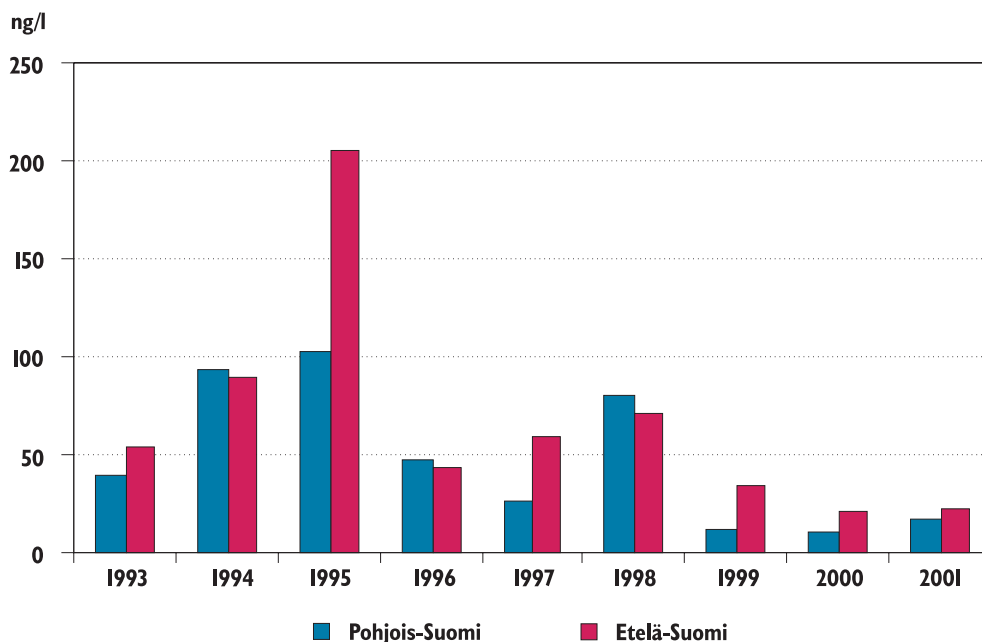
Kuva 5.2 Ilmasta mitattu alfa- ja gamma-HCH-pitoisuus Pallaksen Matorovalla vuosina 1996 - 2000.

Taulukko 5.1. Keskimääräinen päivittäinen PAH-, PCB- ja HCH-yhdisteiden laskeuma Pallaksen Matorovalla 1996 - 2000. (IVL:n tietokanta 2002).

Vuosi	PAH $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ vrk}$	PCB $\text{ng}/\text{m}^2 \text{ vrk}$	alfa-HCH $\text{ng}/\text{m}^2 \text{ vrk}$	gamma-HCH $\text{ng}/\text{m}^2 \text{ vrk}$
1996	0,04	2,3	0,40	0,84
1997	0,04	0,8	0,21	0,27
1998	0,15	0,7	0,45	0,65
1999	0,13	0,4	0,52	0,78
2000	0,05	0,5	0,43	1,28

Ympäristömyrkkyyä on mitattu kesäaikaisesta laskeumasta jo vuonna 1993 Etelä-Suomessa Lammin Evolla ja Pohjois-Suomessa Kuusamon Oulangalla ja vuodesta 1995 Pallaksella (Korhonen ym. 1997). Laskeuma vaihtelee paljon kuu-kausittain ja vuosien välillä, eikä kesäaikaisen laskeuman perusteella voida arvioida koko vuoden kuormaa. Joitakin päätelmiä aikasarjoista voidaan kuitenkin tehdä. PCB:n laskeuma ja pitoisuus sadevedessä on vähentynyt 1990-luvun

puolivälin jälkeen, jolloin PCB:n käyttö Suomessa kiellettiin (kuva 5.3). Kaikkien kolmen yhdisteryhmän laskeuma on noin 30 prosenttia vähäisempää Pallaksella kuin Evolla (Korhonen ja Kiviranta 2002). Klordaania, dieldriiniä, endriiniä ja mirexiä ei ole näytteissä ollut havaittavia määriä (0,01 ng/l). Aldriinia ja toksafeenia ei ole säännöllisesti mitattu. Sen sijaan heksaklooribentseeniä ja heptaklooria on ollut ajoittain 0,1 - 0,5 ng/l (SYKE 2002b).



Kuva 5.3. PCB-yhdisteiden pitoisuus (6 kongeneeria $\times 2,7$, katso taulukko 5.2) sadevedessä kesäkuukausina Suomessa. Pohjois-Suomi = Oulanka vuosina 1993 - 1994 ja Pallas vuosina 1995 - 2001; Etelä-Suomi = Lammi, Evo vuosina 1993 - 2001.

5.4 Maaympäristö

Yhteisenä piirteenä arktisten alueiden eliöissä tavattaville orgaanisille ympäristömyrkyille on, että niiden hajoaminen on hyvin hidasta ja ne ovat siten erittäin pysyviä aineita ympäristössä. Tämän pysyvyyden ansiosta ne kerääntyvät eläimiin ja kulkevat ja rikastuvat ravintoketjussa, mikä johtaa ympäristömyrkyjen korkeisiin pitoisuuksiin ja biologisiin haittavaikutuksiin arktisissa eläimissä. Rasvaliukoisina useimmat näistä aineista keräytyvät eläinten rasvakudoksiin. Kylmässä ympäristössä selviytymiselle on tärkeää energian varastoiminen rasvana. Siten arktiset eläimet saattavat kerätä suuria määriä orgaanisia ympäristömyrkyjä elinaikanaan.

Sammalpeite

Pysyviä orgaanisia ympäristömyrkyjä on mitattu suhteellisen vähän Lapin ympäristöstä, joten vertailua on vaikea tehdä sekä muille pohjoisille alueille että eteläisempään Suomeen. PCB-yhdisteiden kertymisen ombrotrofisen suon sammalpeitteeseen on todettu olevan selvästi pienempää Lapissa (n. 50 µg/kg kuivapainossa) kuin Etelä-Suomessa (140 µg/kg) (Himberg ja Pakarinen 1994).

Metsäpäästäiset

Haitallisten aineiden esiintymistä Lapin metsäympäristön ravintoketjuissa on tutkittu erityisesti Pallaksen seuranta-alueella 1990-luvun puolivälistä alkaen. Yksi ravintoketjun avainlajeista ja seurannan indikaattorieläimistä on ollut metsäpäästäinen, joka on yleisimpiä piennisäkkäitä metsämyyrän ohella Suomessa ja koko boreaalisen metsävyöhykkeen alueella. Päästäisiä on käytetty kemiallisen kontaminaation indikaattoreina useissa eri tutkimuksissa (mm. Pankakoski ym. 1994, Shore ja Douben 1994, Hirvi 1997 ja Perkins ym. 1998).

Metsäpäästäinen on hyönteissyöjäpeto ja se asettuu varsin korkealle tasolle metsäekosysteemin ravintoketjussa. Ainoastaan pöllöt, näätä ja kettu ovat sen yläpuolella ravintoketjun portaissa. Päästäinen syö oman painonsa, noin 10 gramman verran ravintoa vuorokauden aikana. Sen pääravintoa ovat metsälierot, toukat, etanat, kovakuoriaiset ja kotelokopat metsän humuskerroksista. Näiden ravintoeläinten kautta humukseen laskeutuneet orgaaniset klooriyhdisteet ja muut haitalliset aineet joutuvat päästäiseen, jossa ne rikastuvat eläimen kudoksiin yli 100-kertaisesti. Tämä ilmenee erittäin hyvin taulukosta 5.2, jossa on vertailtu heksaklooribentseenin (HCB), lindaanin (HCH), klordaanin, DDT:n ja PCB:n keskipitoisuustasoja metsäpäästäisessä, porossa, humuskerroksessa ja sadevedessä vuonna 2000.

Pallaksen metsäpäästäisistä mitattiin huomattavasti suurempia pitoisuuksia kuin poroista poikkeuksena HCB. Porot syövät jäkäliä, joihin tiedetään kertyvän ilmaperäisiä epäpuhtauksia kuten POP-yhdisteitä. Tästä huolimatta kertymät poroissa ovat vähäisiä verrattuna huomattavasti lyhytikäisempään metsäpäästäiseen (elinkaari noin vuosi). Pitoisuudet myös nuorissa (3 - 4 kk:n ikäisissä) metsäpäästäisissä olivat merkittävästi suurempia kuin poroissa. Päästäiset saavat mahdollisesti merkittävän osan orgaanisista haitta-aineista jo äidin maidon kautta – mitään muuta järkevää selitystä ei ole näin suurille pitoisuuksille nuorissa saman kesän poikasissa. HCB-yhdisteiden pienet pitoisuudet päästäisissä voivat selittyä sillä, että eläimen vierasainemetabolia, pääasiassa maksan MFO-systeemi pystyy tehokkaasti eliminoimaan tätä yhdistettä. Päästäisen maksassa myös DDT dehalogenoituu nopeasti DDD:ksi ja DDE:ksi. Puhdasta p,p-DDT:tä ei löytenyt yhdestäkään päästäisnäytteestä, vaikkakin sitä esiintyi humuskerroksessa Pallaksen alueella vuonna 2000 (SYKE 2000, Henttonen ym. 2002).

Taulukko 5.2. Orgaanisten klooripestisidien ja PCB-yhdisteiden esiintyminen metsäpäästäisessä (maksa), porossa (rasva), humuksessa ja sadevedessä Pallaksella vuonna 2000. Eläinten tulokset on ilmoitettu $\mu\text{g/kg}$ rasvaa kohti ja humuksen tulokset kuivapainoa kohti. (SYKE 2000, EELA 2000).

Organoklooriyhdisteet	Metsäpäästäinen		Poro	Humus	Sadevesi
	aikuinen $\mu\text{g/kg}$ rp	nuori $\mu\text{g/kg}$ rp			
HCB	2,2	1,2	14	0,8	0,0001
summa HCH	780	645	< 5	2,75	0,003
summa klordaani	520	265	5	0,20	0,00001
summa DDT	62	50	7	2,05	0,00004
summa PCB	475	215	28	2,75	0,004
kokonais PCB	825	380	75	5,05	0,011

summa HCH = alfa- + beta- + gamma- + delta-HCH

summa klordaani = oksi-klordaani + alfa-klordaani + transnonakloori

summa DDT = DDE + DDD + DDT

summa PCB = PCB 28 + 52 + 101 + 105 + 110 + 118 + 138 + 149 + 153 + 156 + 187 + 170 + 180

kokonais PCB = laskentakaava 2,7 x (summa PCB 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180)

Porot

Laajassa Lapin elintarvikkeiden laatua selvittävässä projektissa vuosina 1990 - 1993 tutkittiin porojen organoklooripitoisuuksia. DDT:n ja PCB:n pitoisuudet munuaisissa olivat hyvin pieniä ja samaa tasoa kuin naudoissa (Berg 1994). Lindaania, heptaklooria tai klordaania ei löytynyt mitattavia määriä. Sitä vastoin HCB-pitoisuus vaihteli keskimäärin 6 - 84 $\mu\text{g/kg}$ (rasvassa), mikä oli selvästi enemmän kuin naudan rasvassa. Vuonna 2000 Suomen Lapin poroista mitatut HCB-pitoisuudet 5 - 22 $\mu\text{g/kg}$ (EELA 2000) olivat samaa suuruusluokkaa kuin mitä on mitattu Ruotsin Lapin poroista 1990-luvulla (Odsjö ym. 1998). Tässä ruotsalaisessa pitkäaikaisseurannassa HCH-pitoisuudet olivat luokkaa 4 - 5 $\mu\text{g/kg}$ (Suomen poroissa alle määrittäysrajan < 5 mg/kg). Sekä HCB- että HCH-pitoisuus poroissa oli vähentynyt merkittävästi (50 - 80 %) vuosien 1983 - 1995 aikana.

5.5 Vesiympäristö

Vesi ja järvien pohjasedimentit

Tornionjoesta on mitattu joitakin kertoja orgaanisten klooriyhdisteiden pitoisuuksia 1988 - 1997. Lindaanin, DDT- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet ovat olleet alle 0,001 $\mu\text{g/l}$, aldriinin ja dieldriinin vielä vähemmän (Puro-Tahvanainen ym. 2001). Organoklooreilla on vähäinen liukoisuus veteen, suhteellisen alhaiset höyrynpaineet, ja ne muuttuvat hitaasti biologisissa ja kemiallisissa prosesseissa. Ne kiinnittyvät etupäässä hiukkasiin ja poistuvat vesiympäristöstä sedimentoitumalla tai kertymällä eliöihin. Tällaisten aineiden kulkeutumisesta eri aikoina on mahdollista siten selvittää sedimentteihin varastoituneella tiedolla.

Pysyviä orgaanisia yhdisteitä (PCB, DDT, HCH ja HCB) on löydetty pienissä määrin (0,01 - 40 $\mu\text{g/kg}$) lähes kaikista tutkituista järvisedimenteistä Pohjois-Kanadassa, Norjassa, Suomessa ja Venäjällä. Korkeita PCB-pitoisuuksia (>20 $\mu\text{g/kg}$) on tavattu muutamissa järvissä Kanadassa, Venäjällä, Norjassa ja Alaskassa. Lapissa PCB-pitoisuudet pintasedimentissä olivat 2 - 6 $\mu\text{g/kg}$ (Vartiainen ym. 1997a), mikä on samaa tasoa kuin esimerkiksi eräällä hajakuormitetulla jär-

vellä Keski-Suomessa (Isosaari ym. 2002). Tulosten mukaan arktisten alueiden pintasedimenttien PCB:n ja DDT:n kokonaispitoisuudet ovat hyvin paljon alhaisemmat kuin Pohjois-Amerikan tai Länsi-Euroopan teollistuneiden alueiden vesistöissä.

Dioksiinien (PCDD/F) pitoisuus Lapin järvien sedimentin pinnassa (n. 0,1 - 0,3 $\mu\text{g/kg}$) on samaa tasoa kuin Pohjois-Ruotsissa ja Pohjois-Norjassa. PAH-yhdisteiden summa oli tasoa 400 - 700 $\mu\text{g/kg}$, mikä on hyvin samaa tasoa kuin Pohjois-Norjassa (Skotvold ym. 1997). Koska osa PAH-yhdisteistä on luonnollisista lähteistä ja osa alueellisesta ihmistoiminnasta peräisin, pitoisuustaso arktisella alueella vaihtelee paljon.

Lapin järvien sedimenttikerrostumien perusteella sekä PCB:n että dioksiinien kertyminen on kasvanut selvästi 1940-luvulta lähtien, kunnes se on viime aikoina vähentynyt joissakin mutta toisaalta kasvanut edelleen joissakin järvissä (Vartiainen ym. 1997a). Esiteollisen ajan dioksiinipitoisuudet selittyvät ilmeisimmin metsäpaloilla ja muulla puun polttamisella. Lapin järvissä kaikkien sedimenteistä tutkittujen pestisidien pitoisuudet olivat määrittäysherkkyyden alarajoilla. Sierranjärvestä (Kaa-manen) määritetty 3 - 4 $\mu\text{g/kg}$ DDT-pitoisuus ajoittuu välille 1950 - 1980. Pahtajärvestä (Pallastunturi) tavattiin samalta ajanjaksolta joitakin jälkiä HCB:stä ja beta-HCH:sta.

Kalasto

Suomessa on kaloista mittaustuloksia lähinnä "klassisista" POP-ympäristömyrkyistä, jotka ovat hyvin pysyviä, mutta joiden käyttö Suomessa on lopetettu. Valtakunnallisissa seurannoissa lajeina sisävesissä ovat lähinnä hauki ja muikku (Korhonen 2000, Nakari ym. 2002). Orgaanisten myrkkujen pitoisuus on yleisesti sitä suurempi mitä rasvaisempi kala on. Kalan iän ja koon kasvaessa pitoisuus myös kasvaa. Myös sukupuoli ja vuodenaika voivat vaikuttaa pitoisuustasoon. Kaikki nämä tekijät vaikuttavat myös seuraavassa esitettävään tuloksiin ja vaikeuttavat sekä ajallista että paikallista vertailua.

Lapin kaloista kartoitettiin syksyllä 2001 POP-yhdisteitä (Mannio ym. 2002). Pienimmät pitoisuudet (Lokka ja Pallaksen Pahtajärvi, taulukko 5.3) ovat myös tasoltaan matalimpia mitä pohjoisilta alueilta on raportoitu (AMAP 1998). Kemijärven ja Inarin hauista mitatut DDT ja PCB-pitoisuudet (0,5 - 2,5 $\mu\text{g/kg}$) ovat Suomen muiden suurten, suhteellisen vähän kuormitettujen seurantajärvien (Yli-Kitka, Oulujärvi, Pielinen, Pohjois-Kallavesi) tasolla (Nakari ym. 2002). Tornionjoen naarashaukien pitoisuus johtuu todennäköisesti merelle vaeltavien ravintokalojen, esimerkiksi siian suuremmista pitoisuuksista. Tornionjoen vaellussiika käy kaukana Pohjanlahdella syönnöksellä, jolloin se kerää myrkyjä ravinnon kautta. Tämä selittää näiden PCB- ja DDT-pitoisuudet (5 - 20 $\mu\text{g/kg}$), jotka ovat suurempia kuin sisävesien muikuissa ja samaa tasoa kuin merialueen silakoissa 1990-luvulla (Korhonen 2000). Tenon lohessa pitoisuus on hieman suurempi (37 $\mu\text{g/kg}$), mutta Itämeren lohessa pitoisuus voi olla vielä kertaluokkaa suurempi (200 $\mu\text{g/kg}$, Vuorinen ym. 1997). Ihminen saa merkittävän osan PCB:stä ja DDT:stä kalojen syönnistä. PCB-yhdisteiden sallittu enimmäismäärä kalan lihakseen elintarvikkeena on silti vielä yhden kertaluokan suurempi, 2 000 $\mu\text{g/kg}$. DDT:n korkein sallittu määrä on 500 $\mu\text{g/kg}$ (EELA 2001). Pitkäaikainen seuranta osoittaa PCB- ja DDT-yhdisteiden vähentyneen merialueiden kaloissa voimakkaammin vuosina 1970 -1990, mutta hitaammin viimeisen kymmenen vuoden aikana (Korhonen ym. 2001, Merentutkimuslaitos 1999).

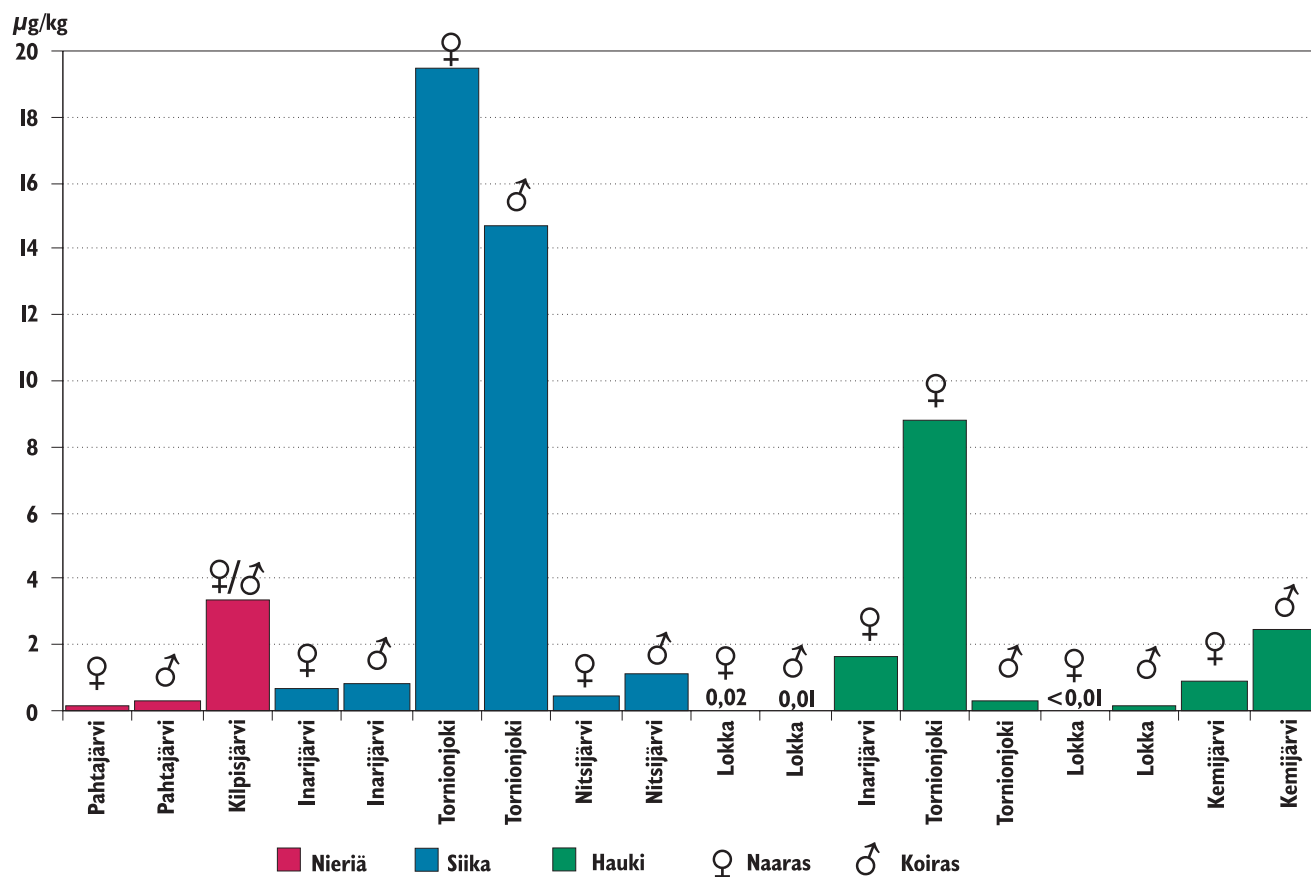
Myös suhteellisen vähän ympäristönäytteistä tutkittujen PCDE-yhdisteiden (polykloorattu difenyylietteri) pitoisuudet olivat Tenossa pienempiä kuin Itämeressä. Sen sijaan kloorifenolien pitoisuus Tenon lohessa oli kuusi kertaa suurempi kuin Itämeren lohessa (Vuorinen ym. 1995). Todennäköisesti kloorifenolejakin kertyy kalojen merivaelluksen aikana.

Taulukko 5.3. Pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt Lapin kaloissa vuosina 1997 - 2001. Luvut ovat l - 8 kalan keskiarvoja ($\mu\text{g/kg}$ tuorepainosta).

Laji/paikka	sukup.	rasva-%	keskim. paino	HCb	sHCH	sCHL	sDDT	sPCB
NIERIÄ								
Pahtajärvi	n	1,34	300	0,10	0,02	0,04	0,18	0,15
	k	1,09	389	0,09	0,01	0,02	0,24	0,28
Kilpisjärvi	n/k	0,97	82	0,26	0,07	0,37	0,93	3,33
SIIKA								
Inarijärvi	n	0,78	344	0,12	0,02	0,05	0,29	0,64
	k	0,71	440	0,13	0,01	0,06	0,37	0,8
Tornionjoki	n	0,70	344	0,62	<0,01	0,63	10,3	19,5
	k	0,78	297	0,51	<0,01	0,57	5,32	14,7
Nitsijärvi	n	0,49	431	0,06	0,02	<0,01	0,22	0,47
	k	0,77	423	0,1	0,03	0,09	0,41	1,09
Lokka	n	0,75	251	0,08	0,02	0,01	0,06	0,02
	k	0,68	293	0,07	0,02	0,01	0,04	0,01
HAUKI								
Inarijärvi	n	0,43	1 156	0,16	<0,01	0,16	0,89	1,62
Tornionjoki	n	0,46	1 287	0,22	<0,01	0,35	2,36	8,78
	k	0,35	421	0,09	0,03	<0,01	0,10	0,33
Lokka	n	0,35		0,08	0,01	0,01	0,15	<0,01
	k	0,28	772	0,07	<0,01	<0,01	0,1	0,13
Kemijärvi	n	0,26	1 090	0,26	<0,01	<0,01	0,22	0,9
	k	0,3	737	0,07	<0,01	0,06	0,78	2,47

sHCH=summa a-,b-,g-HCH; sCHL=summa cis-klordaani, trans-nonakloori; sDDT=p,p'-DDE,-DDD,-DDT

sPCB=15 kongeneerin summa (28, 31, 52, 66, 101, 149, 118, 153, 105, 138, 187, 156, 180, 170)



Kuva 5.4. PCB-yhdisteet ($\mu\text{g/kg}$ tuorepainosta) Lapin kalojen lihaksessa (katso taulukko 5.3).

Lapin kalojen kartoituksessa lindaanin (ja muiden HCH-yhdisteiden), pitoisuus oli alle 0,1 µg/kg ja HCB:n ja klordaanien alle 0,7 µg/kg kaikissa tutkituissa kaloissa. Myös muualla Suomessa näiden aineiden pitoisuus on hyvin pieni. Lindaanin sallittu enimmäismäärä kalassa on 1 000 µg/kg ja HCB:n 200 µg/kg.

Myös dioksiineja ja furaaneja (PCDD/F) on sisävesien kaloissa selvästi vähemmän kuin Itämeren kaloissa. Valtakunnallisessa seurannassa suurten järvien (Inari, Oulunjärvi, Pielinen, Päijänne) muikussa oli PCDD/F-pitoisuus noin 0,1 - 0,4 ng/kg I-TEQ (kansainvälinen myrkyllisyysyksikkö) (Korhonen 1998) ja Lapin nieriöissä 0,05 - 0,1 ng/kg (Vartiainen ym. 1996). Vähärasvaisissa kaloissa (hauki, ahven, made, kuha) ja kirjolohessa pitoisuus on sekä sisävesissä että merialueilla alle 1 ng/kg. Sitä vastoin silakassa ja lohessa keskimääräinen pitoisuus on 5 - 8 ng/kg (Kiviranta ym. 2000) Itämeren silakassa pitoisuus riippuu voimakkaasti mm. kalan iästä – jopa 15 - 20 ng/kg on mitattu 12 - 16-vuotiaista silakoista (Vartiainen ym. 1997b). Tämä on selvästi yli EU:n kaloille ja kalatuotteille asettaman enimmäismäärän 4 ng/kg. Myös osa PCB-yhdisteistä (tasomaiset kongeneerit) ovat hyvin dioksiinien ja furaanien kaltaisia ja niiden osuus myrkyllisyysyksiköissä voi olla samaa luokkaa kuin PCDD/F-yhdisteiden osuus.

Ympäristömyrkköjen pitkän ajan vaihtelua Lapin kaloissa on raportoitu vain PCB:n osalta, jossa vähenemä on ollut selvä (Korhonen ym. 1997). Pohjois-Ruotsin hauki- ja nieriäseurannat osoittavat myös dioksiinien ja erityisesti HCH:n ja DDT:n vähentyneen jopa yli 10 prosentin vuosivauhtia (AMAP 1998). Luonnonolosuhteiden samankaltaisuuden ja POP-aineiden leviämisen perusteella voidaan arvioida, että kehitys on ollut saman tyyppinen Suomessakin.

Bromattuja orgaanisia yhdisteitä ei ole mitattu sisävesien kaloista Suomessa. Silakassa ja kilohailissa pitoisuudet ovat alle 10 µg/kg tuorepainossa (Strandman ym. 2000). Aiemman ruotsalaisen kartoituksen mukaan pitoisuudet vähe-

nevät Itämereltä Perämerelle (Sellström ym. 1993). Yksittäisten PBDE-yhdisteiden pitoisuus on samalla tasolla kuin PCB-yhdisteiden, mutta kokonaispitoisuus on pienempi, sillä yksittäisiä yhdisteitä on vähemmän. Näiden yhdisteiden pitoisuus kaloissa on lisääntynyt selvästi 1980-luvulle asti, mutta sen jälkeen kehitys on ollut vaihtelevaa (Kierkegaard ym. 1999).

5.6 Tilanteen kehitys

Pysyvien orgaanisten yhdisteiden mitaustieto Lapista on ollut enimmäkseen tilannetta kartoittavaa. Tieto näiden yhdisteiden todetuista haitoista muilla pohjoisilla alueilla on asettanut uudenlaisen tutkimus- ja seurantaratarpeen, jolle AMAP on luonut pohjaa. Kuitenkin Pohjoismaissa näiden aineiden ympäristöön leviäminen on jatkuvasti ollut voimakkaampaa etelässä kuin pohjoisessa. Tähän mennessä eliöihin kohdistuvia biologisia vaikutuksia ei ole Lapis- sa tutkittu, mutta voidaan olettaa, että esimerkiksi poroissa tai sisävesikalais- sa havaituilla altistustasoilla ei vaikutuksia ole odotettavissa. Ilman ja laskeu- man mittaukset viittaavat ainakin PCB- yhdisteiden ilmakehän pitoisuuden vähenemiseen viime vuosikymmenellä. Järvi- en pohjien sedimenttiarkistojen perus- teella ei voida päätellä pitävästi, onko esimerkiksi dioksiinien kulkeutuminen Lappiin yleisesti vähentymässä vai mah- dollisesti vielä lisääntymässä.

Ihmissen terveyden kannalta orgaanisten ympäristömyrkköjen pitoisuudet Lapin ympäristössä eivät tällä hetkellä näytä huolestuttavilta. Mitatut pitoisuudet eivät ole lähelläkään elintarvikkeille asetettuja raja-arvoja. Ainoan poikkeuksen muodostavat Itämeren vaikutuspiirissä olevat kalat, lähinnä silakka ja lohi, joiden dioksiinipitoisuudet ovat korkeita.

Eräät pitkäaikaistutkimukset lähinnä Ruotsissa viittaavat PCB:n, DDT:n, HCH:n ja HCB -kuormituksen ja kertymisen vähentymiseen subarktilla alueille viime vuosikymmeninä, sen jälkeen kun näiden yhdisteiden käyttöä on ra-

joitettu tai kokonaan kielletty. Toden-
näköisesti tämä kehitys jatkuu nyt kun
näiden aineiden päästöjä rajoitetaan
maailmanlaajuisella sopimuksella. Sen
sijaan meillä ei ole juuri mitään tietoa
käytössä olevien ja uusien pysyvien or-
gaanisten yhdisteiden esiintymisestä ja
kehityssuunnista pohjoisissa olosuhteis-
sa. On mahdollista että niiden kertymi-

nen ekosysteemeihin pohjoisilla leveys-
asteilla kasvaa. Ilmaston muuttuminen
saattaa samalla muuttaa fysikaalis-ke-
miallisia oloja niin, että aineiden kier-
tokulku muuttuu.

AMAP-työryhmän arviointi ja suo-
situkset arktisen alueen saastumisesta
on koottu tämän julkaisun osaan II.



Radioaktiivisuus

6.1 Johdanto

Ensimmäinen Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelman (AMAP) radioaktiivisuusraportti käsitteli ihmisen toiminnasta peräisin olevien radionuklidien alkuperää ja pitoisuuksien muutoksia arktisen ympäristön eri osa-alueilla kattuen ajanjakson 1960 - 1995. Prosessin toisessa vaiheessa kansainvälinen radioaktiivisuustyöryhmä, johon kuului tutkijoita ja viranomaisia Kanadasta, Yhdysvalloista (Alaska), Venäjältä, Suomesta, Ruotsista, Norjasta, Tanskasta (Grönlanti), Fär-saarilta ja Islannista sekä asiantuntija Englannista, on täydentänyt edellisen raportin tietoja uusilla vuoteen 2000 ulottuvilla aikasarjoilla.

Koska 26.4.1986 tapahtuneesta Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuudesta on kulunut jo 16 vuotta, on pystytty myös vertailemaan tämän lyhytaikaisen radioaktiivisen laskeuman käyttäytymistä 1950- ja 1960-luvulla ilmakehässä tehtyjen suurten ydinasekokeiden aiheuttamaan pitkäaikaiseen radioaktiiviseen laskeumaan. Uutta on myös arviot radioaktiivisuustason alenemisnopeuksista, ns. ekologisista puoliintumisaajoista 1960-luvulla ja Tshernobylin onnettomuuden jälkeen. Venäläiset ovat raportoineet uutta tietoa Novaja Zemljan ydinasekoelaeuella ja rauhanomaisten ydinlatausten koealueilta, USA Aleuttien saariryhmään kuuluvalla Amchitkan koealueella sekä Thulen ydinpommitustilastissa olleen lentokoneen onnettomuuspaikalta Grönlannista. Arktisiin alueisiin on sisällytetty nyt myös Fär-saaret. Täysin uutena asiana käsitellään säteilyn vaikutuksia muuhun luomakuntaan kuin ihmisiin.

Lapin ympäristön tilaa käsittelevässä raportissa keskitytään Suomen tilanteeseen verraten sitä tarvittaessa muuhun arktiseen alueeseen.

6.2 Päästöt ja kulkeutuminen arktisille alueille

AMAPin Radioaktiivisuusraportti ei sisällä uutta tietoa arktisen alueen paikallisista säteilylähteistä tai mahdollisista kaukokulkeumapäästöistä. Merkittävin laaja-alaisen saastumisen lähde on ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden aikaansaama globaalinen radioaktiivinen laskeuma. Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden vaikutukset olivat vähäiset arktisilla alueilla, mutta edelleen mitattavissa.

Edellisessä AMAP-raportissa esitettyä kuvaa Suomen ilman ^{137}Cs -pitoisuuksista (kuva 6.1) on korjattu ja täydennetty Ilmatieteen laitoksen (Aaltonen ym. 2002a, Aaltonen ym. 2002b) ja Säteilyturvakeskuksen (STUK) uusilla mittaustuloksilla. Nurmijärven ja Seutulan ilman arvoja on käytetty ainoastaan 1970- ja 1980-lukujen osalta, mutta ei enää 26.4. 1986 jälkeen. Puolilogaritmiseen skaalaan piirretty kuva näyttää, kuinka lyhytaikainen oli Tshernobylin aiheuttama ilman ^{137}Cs -pitoisuuksien nousu verrattuna globaalisen laskeuman keston. Nykyisin STUK valvoo Lapin ilmapitoisuuksia Ivalossa, Sodankylässä ja Rovaniemellä jatkuvasti kerättävillä aerosolinäytteillä ja pitoisuudet ovat havaitsemisrajan, noin 1 mikro Bq/m³ tasolla.

Arktisten merien kannalta merkittävimpiä ovat edelleen päästöt Irlanninmeren itärannalla sijaitsevasta Sellafielldin ja Ranskan rannikolla sijaitsevasta Cap de La Hagen ydinpolttoaineiden jälleenkäsittelylaitoksista. Tshernobylin onnettomuuden jälkeen myös Itämeri on merkittävä arktisille merille kulkeutuvan radioaktiivisen cesiumin lähde,

koska Itämereen laskevien jokien, mm. Kokemäenjoen valuma-alueelle tuli runsaasti uutta laskeumaa.

Pohjois-Suomen suurien jokien, Kemi- ja Tornionjokien suulta vuodesta 1965 kerättyjen vesinäytteiden cesium- ja strontiumpitoisuuksien muutokset on esitetty kuvassa 6.2 (Saxen 2002). Ydinasekokeista johtuvat ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuudet alenivat kummassakin joessa noin 9 - 10 vuoden ekologisella puoliintumisajalla aikavälillä 1965 - 1985. Tshernobylin onnettomuuden jälkeen ^{90}Sr -pitoisuuksissa ei havaittu muutosta, mutta puoliintumisajat olivat pidentyneet noin 11 - 13 vuodeksi. Sen sijaan ^{137}Cs -pitoisuuksiin Tshernobylin laskeuma aiheutti piikin, joka vuosien 1989 - 2001 tulosten perusteella on alentunut 4 - 5 vuoden puoliintumisajalla. ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -isotooppien fysikaaliset puoliintumisajat ovat 30 ja 29 vuotta, joten pitoisuuksien aleneminen on luonnossa aluksi huomattavasti nopeampaa.

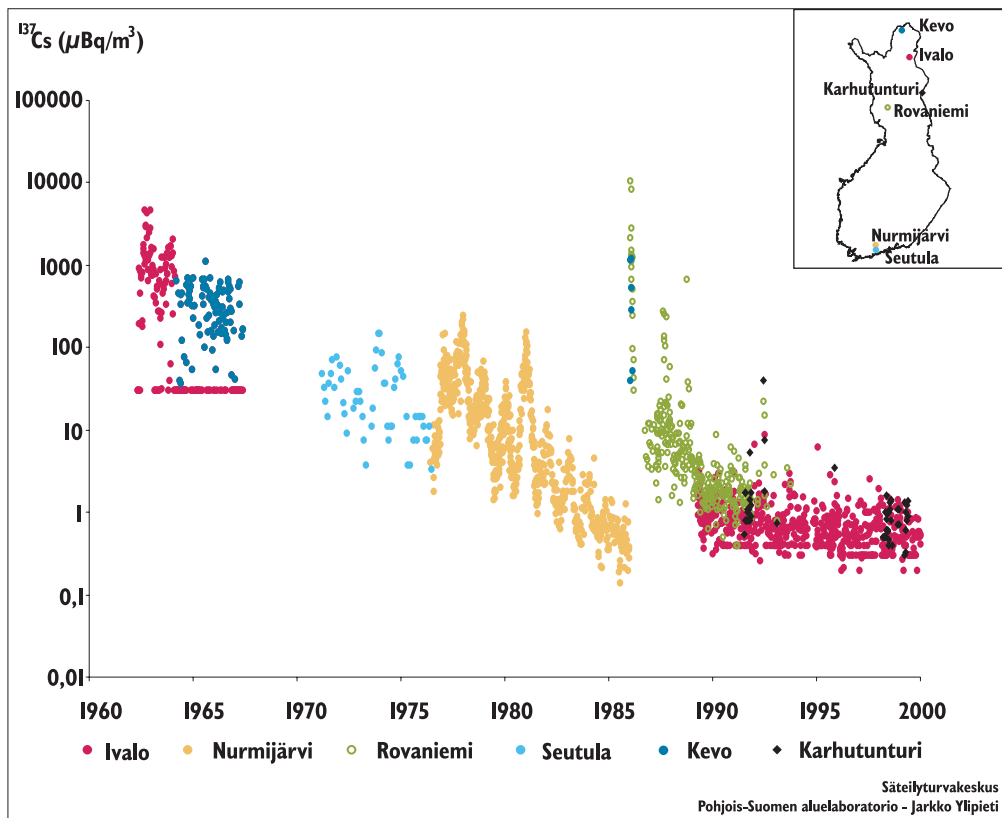
Lyhytaikainen Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden laskeuma osoitti havainnollisesti, kuinka radioaktiivisen laskeuman määrä riippuu säätelijöistä. Ilmavirtojen suunta määräsi laskeuman kulkureitin ja sademäärät laskeuman suuruuden. Pohjoinen kylmä ilmarintama esti onnettomuuspaikalta suoraan tulleiden, runsaasti erilaisia radioaktiivisia aineksia sisältävien ilmassojen tulon napapiirin pohjoispuolisille osille Suomea, Ruotsia, Norjaa ja Kuolan niemimaata. Sen sijaan Norjan, Ruotsin ja Suomen keskiosissa laskeuman suuruus riippui siitä, kuinka paljon sattui satamaan ilmassojen ylittäessä alueen.

Suomen keskimääräiseksi Tshernobylin-laskeumaksi on arvioitu: ^{137}Cs 10 000 Bq/m² ja ^{90}Sr 100 Bq/m² (Arvela ym. 1990). Laskeuma sisälsi myös ^{134}Cs -isotooppia, jonka fysikaalinen puoliintumisaika on 2 vuotta, noin puolet ^{137}Cs -määrästä. Lapissa kerättyjen jäkälä-näytteiden arvojen perusteella Tshernobylin aiheuttama ^{137}Cs -laskeuma oli alle 1 000 Bq/m² (Rissanen ja Rahola 1990). Venäjän arktisilta alueilta raportoitiin joitakin hieman runsaammin

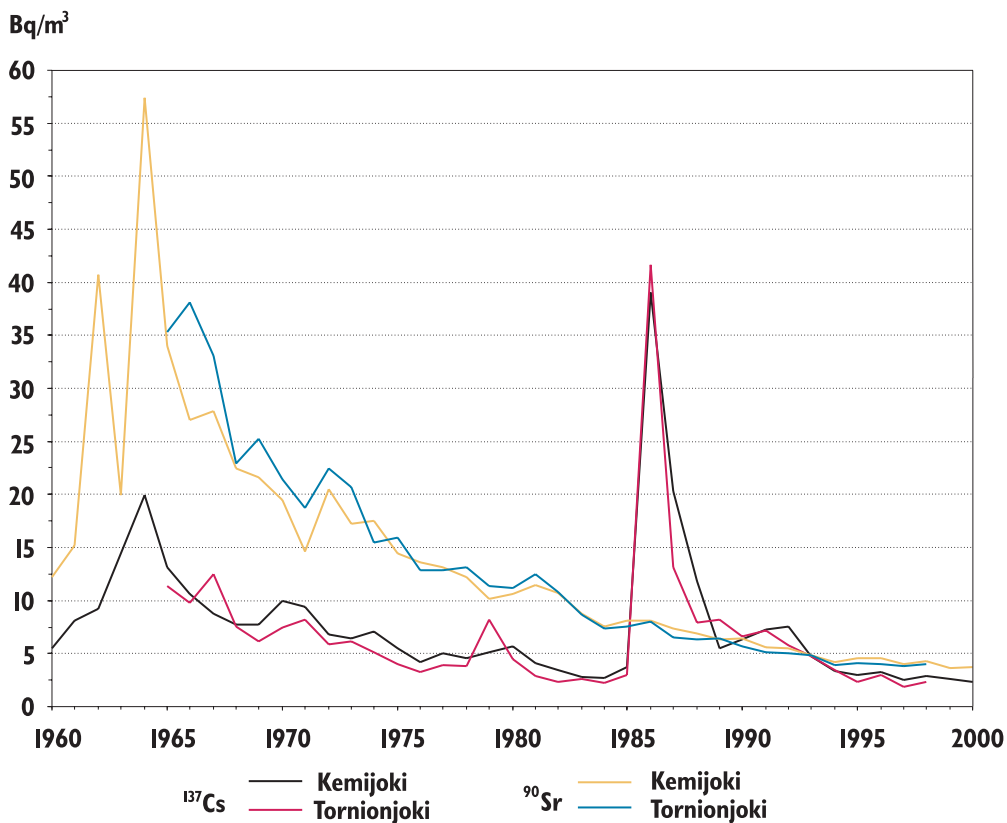
Tshernobylin-laskeumaa saaneita paikkakuntia, samoin Norjassa Tromsan läänistä, mutta valtaosassa arktista Venäjää sekä Alaskassa, Kanadassa, Grönlannissa, Islannissa ja Fär-saarilla laskeuma oli vähäistä verrattuna ydinasekokeiden aiheuttaman laskeuman tasoon.

Uutta tietoa Tshernobylin-laskeumapilven reitistä Suomen yli Venäjälle on saatu Barents Ecogeochemistry-hankkeeseen liittyvien maanäytteiden radioaktiivisuusmittauksilla (Rissanen ym. 2002). Vuonna 2000 - 2001 kerätty ja STUK:ssa 2001 - 2002 analysoidut 750 humusnäytettä kuvaavat Suomen ja Venäjän kaakkoisosien pintahumuskerrosten ^{137}Cs - ja ^{134}Cs -tasoja vuonna 2002. Jo aikaisemmin on tiedetty, että ensimmäinen, Ruotsin kautta kiertänyt kuiva laskeumapilvi ylitti Suomen Kokkola - Kajaani-suunnassa. Päästön eteneminen edelleen Venäjälle on selvinnyt vasta tämän kartoituksen avulla. Pilvi näyttää jatkaneen Vienanmerelle suunnilleen saman suuntaisesti ja kääntyneen sitten itään päin. Kuva 6.3 esittää 0 - 3 cm pintahumuskerroksen ^{137}Cs - ja kuva 6.4 ^{134}Cs -pitoisuuksia. Vuonna 2001 kerättyjen näytteiden ^{134}Cs -pitoisuudet on normalisoitu vuoden 2000 tasolle, koska lyhyen (2 vuotta) fysikaalisen puoliintumisajan vuoksi tuloksia ei olisi muuten voitu esittää samalla kartalla. Yhden vuoden ero ei vaikuta ^{137}Cs -tasoon.

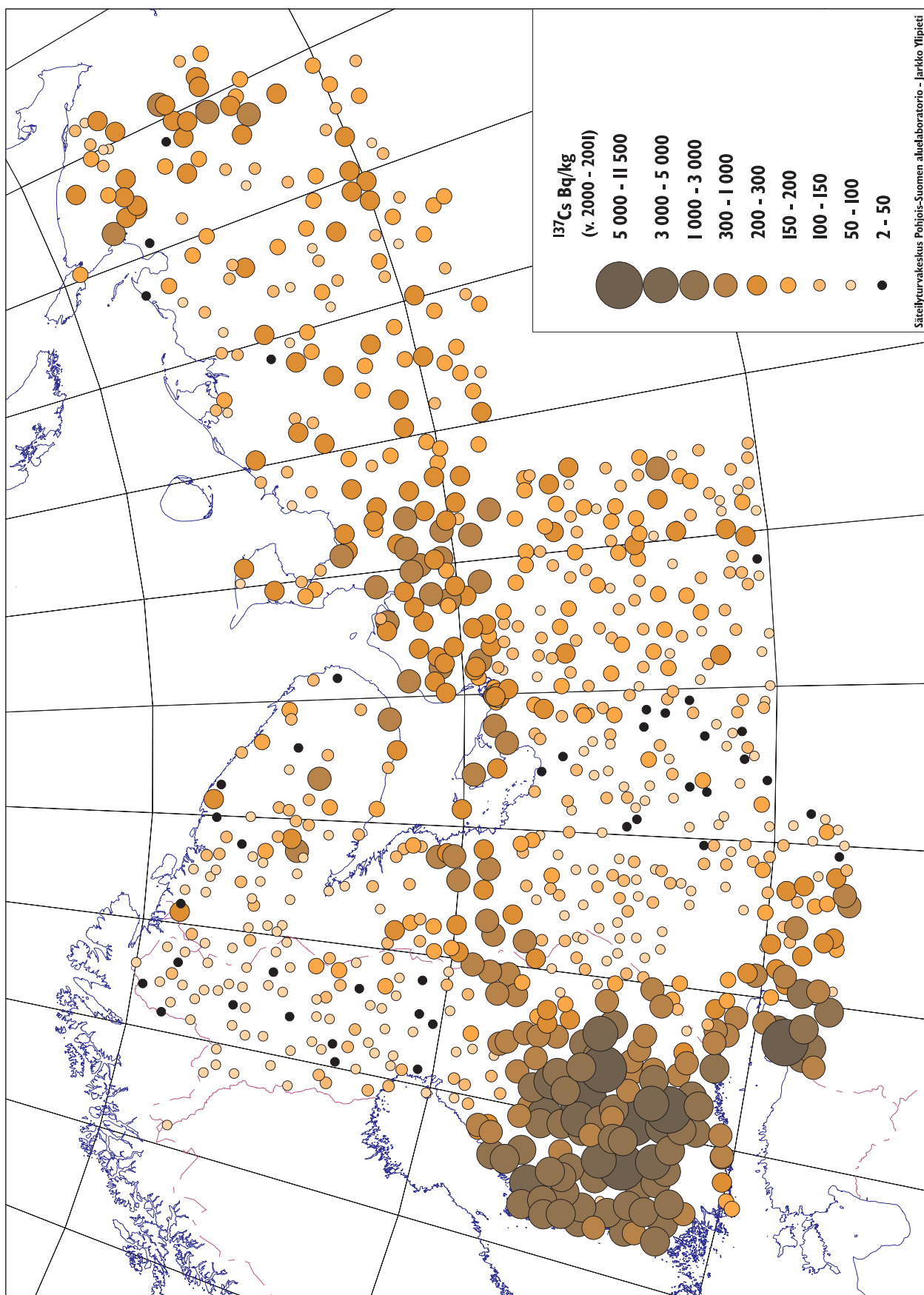
Lapin ja Venäjän pohjoisosien humuskerrosten cesium-tasot ovat hyvin matalia verrattuna Etelä-Suomen ja Pietarin alueisiin, jonne Tshernobylin-laskeumaa tuli myöhemmin useissa sateissa. Osa kuvan 6.3 ^{137}Cs :sta on peräisin ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden laskeumasta, mutta humuskerroksien vähäiset ^{134}Cs -pitoisuudet voivat olla peräisin vain Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuudesta "Tshernobylin sormenjälki" isotooppi ^{134}Cs oli havaittavissa vain mittaamalla 0,5 litran suuruisia näytteitä pitkillä mittaussajoilla ja se tulee häviämään muutaman vuoden sisällä, sillä 10 puoliintumisajan (20 vuotta) kuluttua alkuperäisestä aktiivisuudesta on jäljellä vain 1/1000 osa.



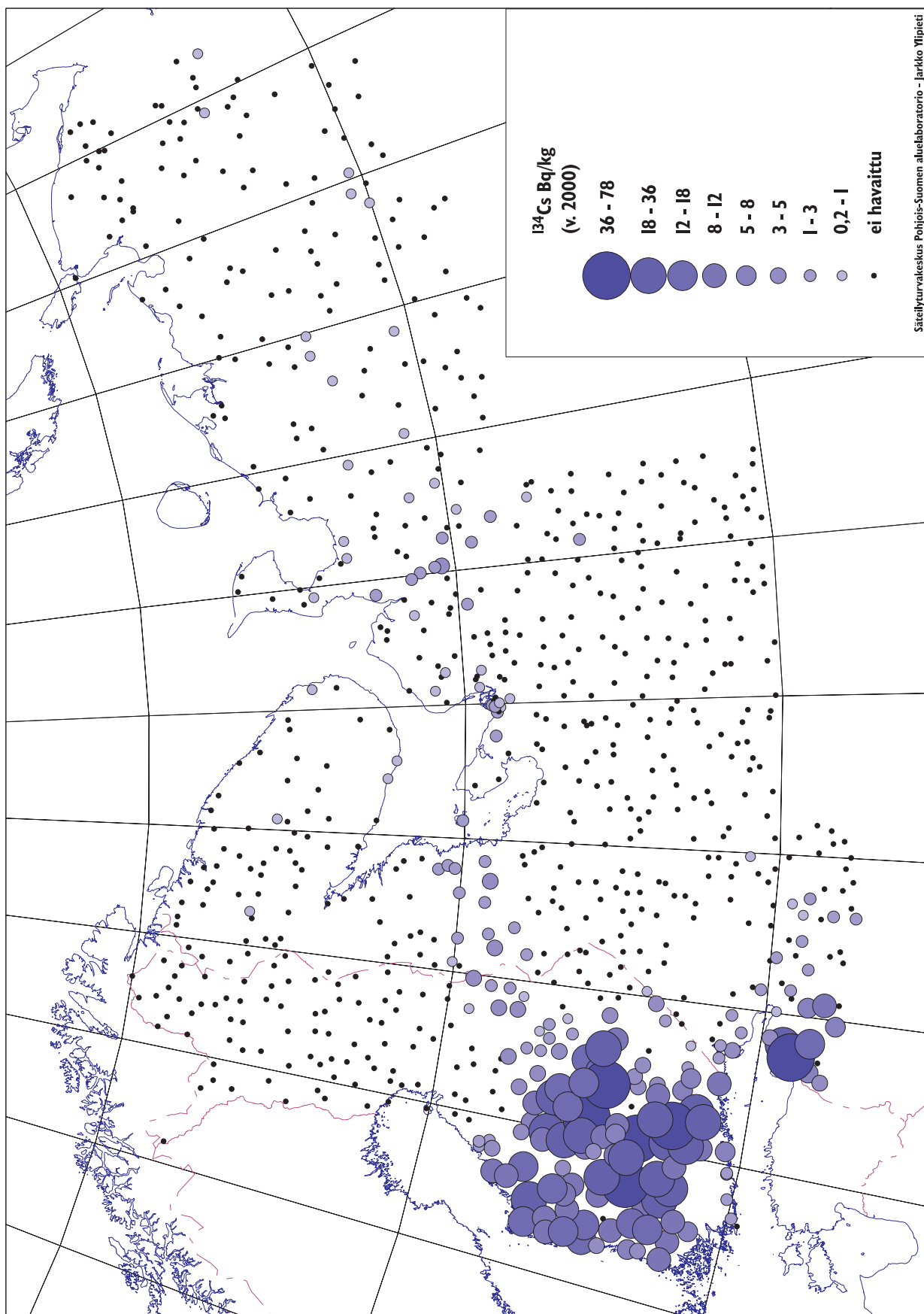
Kuva 6.1. Aikasarja Pohjois-Suomen ilman ^{137}Cs -pitoisuuksista vuosina 1962 - 2000, $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Ennen Tshernobylin onnettomuutta, 26.4.1986, Nurmijärven ja Seutulan ilmanäytteiden pitoisuudet eivät merkittävästi poikenneet Pohjois-Suomen tasosta, joten kuvaa on täydennetty 1970- ja 1980-lukujen osalta eteläisen Suomen tuloksilla.



Kuva 6.2. Aikasarja Kemi- ja Tornionjokien veden vuosittaisista ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuuksista, Bq/m^3 . Näytteet on kerätty jokien suulta.



Kuva 6.3. Suomen ja Luoteis-Venäjän kattava kartoitus humuskerroksen ^{137}Cs -pitoisuuksista. Bq/kg kuivapainoa. 3 cm pintahumuserrosta edustavat näytteet on kerätty vuosina 2000 - 2001.



Kuva 6.4. Suomen ja Luoteis-Venäjän kattava kartoitussuoritus humuskerroksen ^{134}Cs -pitoisuuksista, Bq/kg kuivapainoa. 3 cm pintahumuserrosta edustavat näytteet on kerätty vuosina 2000 - 2001, mutta arvot normalisoitu vuoden 2000 tasolle.

6.3 Kertyminen ravinto- ketjuihin ja elintarvikkeisiin

Radionuklidien kertymisen kannalta maaekosysteemit ovat tärkeimpiä. Maan veden ekosysteemeissä tapahtuu myös radionuklidien rikastumista, mutta suolaisissa arktisissa merissä pitoisuudet ovat tehokkaan laimenemisen vuoksi edellisiin verrattuna matalia. Seuraavassa käsitellään pääasiallisesti vain Suomessa mitattuja ^{137}Cs -pitoisuuksia, mutta ne vastaavat suurelta osin myös Skandinavian ja Luoteis-Venäjän tilannetta 1960-luvulla ja Tshernobylin onnettomuuden jälkeen.

6.3.1 Maaravintoketjut

Radionuklidien käyttäytymiseen maaravintoketjuissa vaikuttavat nuklidin fyysikaalis-kemiallinen luonne, maan ja ympäristön laatu ja arktisessa ympäristössä myös vuodenaika. Kasvukaudella suoraan vihreille kasvinosille märkälaskeumana tulevat radionuklidit voivat siirtyä nopeasti eläimiin ja edelleen ihmiseen. Juurien kautta tapahtuva radionuklidien otto on hitaampaa. Jos radionuklidi on kemiallisesti läheistä sukua kasviravinteille, voi esiintyä kilpailua. Runsaasti kaliumia sisältävästä maaperästä siirtyy kasveihin vähemmän ^{137}Cs , kun taas maaperän kaliumin puute korvataan sekä ei-radioaktiivisella että radioaktiivisella cesiumilla. Vastaavasti vähäkalkkisista maista siirtyy kasveihin sekä ei-radioaktiivista että radioaktiivista strontiumia, mutta kalsiumpitoisesta maasta näiden kulkeutuminen kasveihin on vähäisempää.

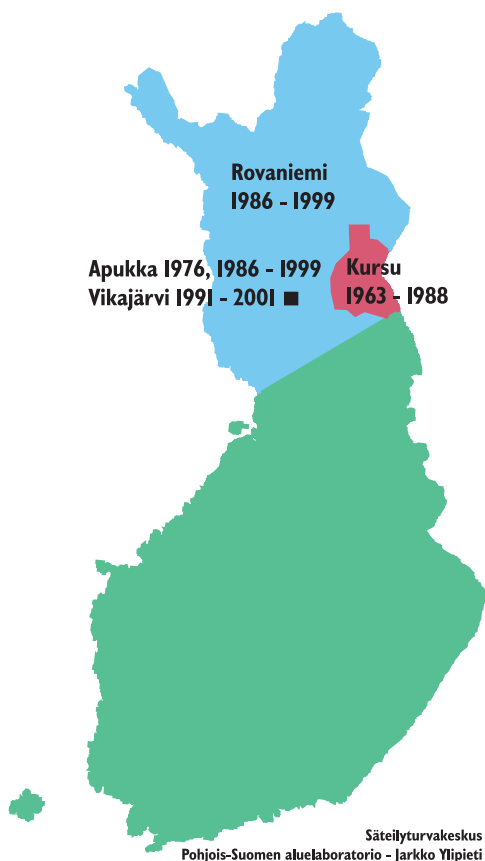
Maahan laskeutuneet radionuklidit sitoutuvat myös kemiallisesti maan eri komponentteihin. Esimerkiksi savipitoisilla mailla, joita arktisilla alueilla tosin on vain vähäisessä määrin, cesium sitoutuu lujasti. Hiekkamailla sitoutuminen on heikompa. Happamilla turvealueilla ja orgaanisilla metsämailla, joita arktisilla alueilla on runsaasti, cesium on helposti käytettävässä muodossa. Siirtymistä helpottaa vielä yleinen kaliumin ja muiden hivenaineiden puute.

Koska arktisen alueen maaperä on niukkaravinteista ja laajojen suoalueiden peittämää, laskeuman radionuklidit kertyvät tehokkaasti arktisen alueen kasveihin, niitä syöviin eläimiin ja edelleen ihmisiin.

Maito on suomalaisen ruokavali-
on tärkeimpiä ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -lähteitä ja siksi maidon radioaktiivisuustasoa on valvottu jatkuvasti. Maito on myös hyvä indikaattori ympäristön tilan seurannan kannalta. Lapissa tuotetun maidon ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuuksien muutokset kuvaavat hyvin 1960-luvun ja Tshernobylin laskeuman eroja (Kostiainen ym. 2002).

Vuosien 1963 - 1987 maitonäytteet tulivat Kursun meijeristä. Kun tämä meijeri suljettiin, näytteet on saatu koko Lapin tuotantoaluetta edustavasta Rovaniemen meijeristä. Tshernobylin onnettomuudesta lähtien tilakohtaisia maitonäytteitä on analysoitu kuukausittain Rovaniemen maaliskunnan alueelta, aluksi Rovaniemen maalaiskunnassa sijaitsevalta Maatalouden tutkimuskeskukseen Lapin koetilalta Apukasta ja sen jälkeen 13 km:n päässä sijaitsevalta yksityiseltä tilalta Vikajärveltä (kuva 6.5).

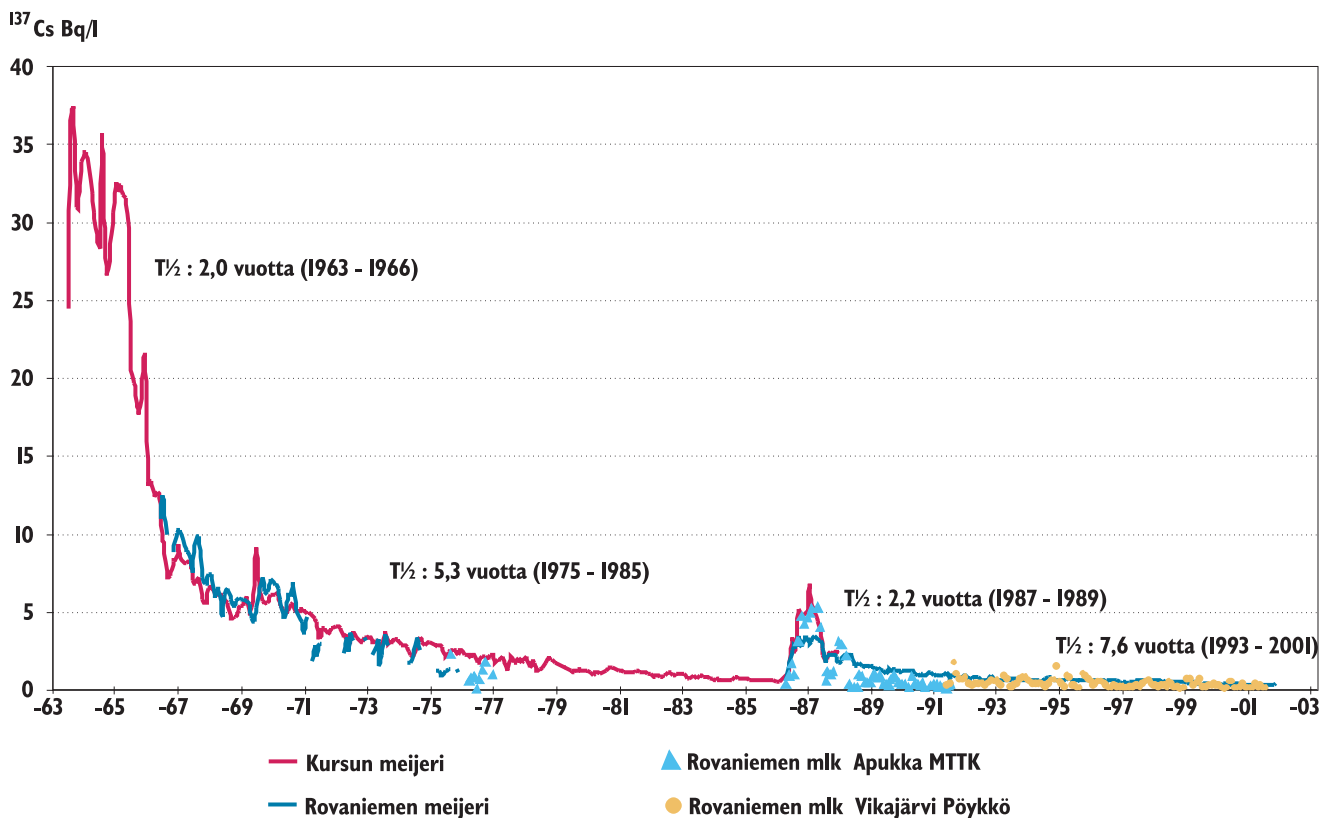
Aikasarjat Lapissa tuotetun meijerimaidon ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuuksista (kuvat 6.6 ja 6.7) osoittavat hyvin, kuinka ravintoketju **maa-heinä-lehmä-maito** reagoi radioaktiiviseen laskeumaan. Koska Lapissa lehmille tehdään heinää hyvin yleisesti suosta raivatuilla pelloilla ja kivennäismaankin ravinnetaso on eteläistä Suomen köyhempi, maidon cesium- ja strontium-pitoisuudet olivat 1960-luvulla Suomen korkeimmat, vaikka laskeuman tasossa ei ollut merkittävää eroa. Kun ydinasekoeräjäytykset ilmakehässä lopetettiin vuonna 1963, maidon pitoisuudet alenivat noin 2 vuoden ekologisella puoliintumisajalla vuosina 1963 - 1966. Kesäisin kasvukauden aikana maidon ^{90}Sr -pitoisuudet olivat aina korkeampia, sillä sateen mukana tuoreelle heinälle tuli uutta laskeumaa ylemmistä ilmakerroksista. Sama vuodenaikaisvaihtelu näkyy myös muun Suomen maidon ^{137}Cs -pitoisuuksissa, mutta ei Lapin maidoissa. Syy tähän eroon voi johtua turvepitoisesta maasta. Ajanjaksolla 1975 - 1985 Lapin



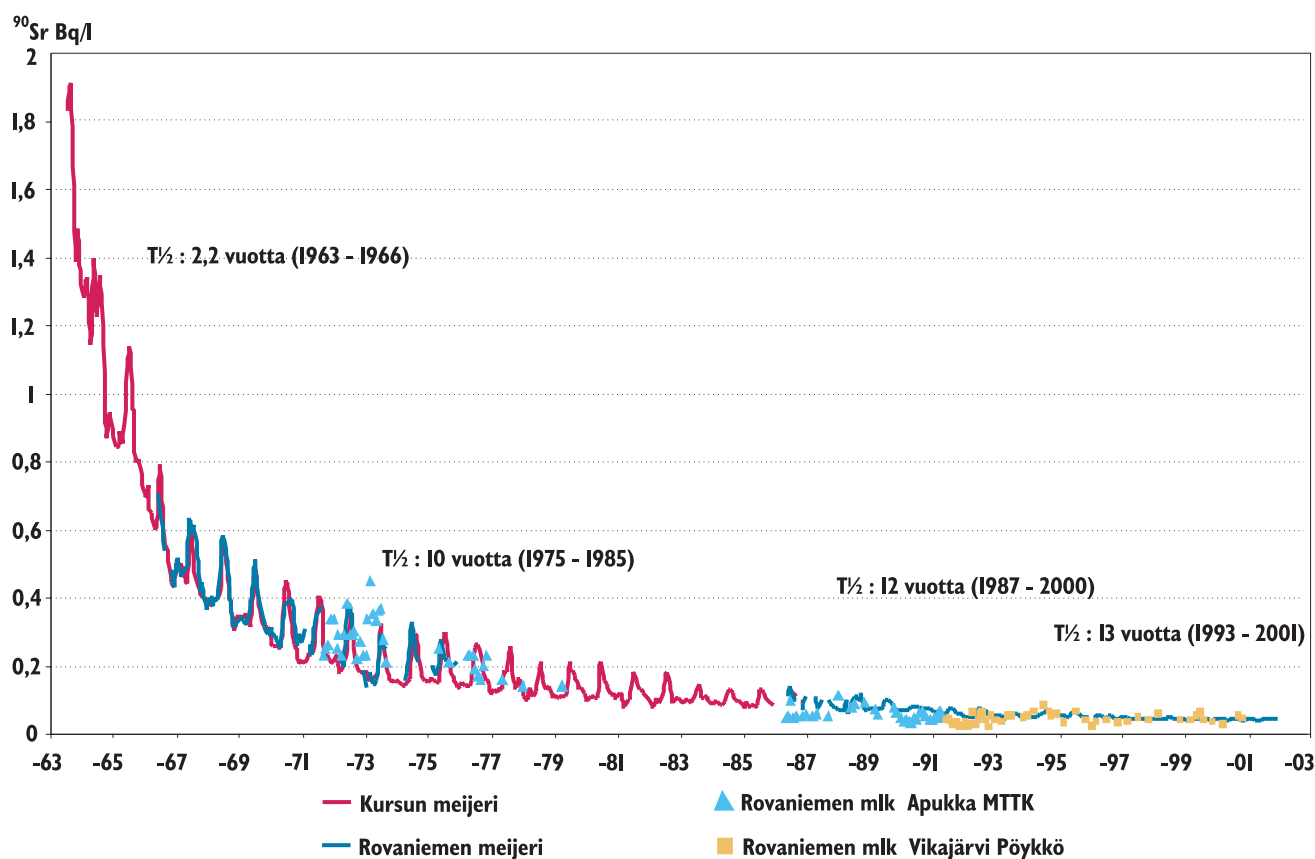
maidon ekologinen puoliintumisaika oli cesiumilla pidentynyt 5,3 vuoteen, strontiumilla 10 vuodeksi.

Tshernobylin onnettomuuden aikaan Lappi oli vielä lumen peitossa, joten uusi ^{137}Cs alkoi näkyä vasta heinäkuun maidossa. Cesium-pitoisuudet alenivat vuosina 1987 - 1989 2,2 vuoden ja vuosina 1993 - 2001 7,6 vuoden ekologisella puoliintumisajalla. Sen sijaan Lapin meijerimaidossa ei havaittu muutosta ^{90}Sr -pitoisuuksissa. Jos tarkastellaan ajanjaksoa 1987 - 2000, on strontiumin ekologinen puoliintumisaika 12 vuotta, ajanjaksolla 1993 - 2001 16 vuotta. Radioaktiivisuuspitoisuuksien vähentyminen siis hidastuu vuosien kuluessa, kun kasveille helpommin käytettävissä muodossa oleva radioaktiivisuuden määrä vähenee, jos uutta laskeumaa ei tule.

Kuva 6.5. Kursun ja Rovaniemen meijerien tuotantoalueet sekä Maatalouden tutkimuskeskuksen Apukan tutkimusaseman ja Vikajärvellä sijaitsevan yksityistilan sijainti Rovaniemen maalaiskunnassa.



Kuva 6.6. Aikasarja Lapissa vuosina 1963 - 2001 tuotetun maidon ^{137}Cs -pitoisuuksista, Bq/l. $T_{1/2}$ = ko. ajanjaksolle laskettu ekologinen puoliintumisaika vuosissa.



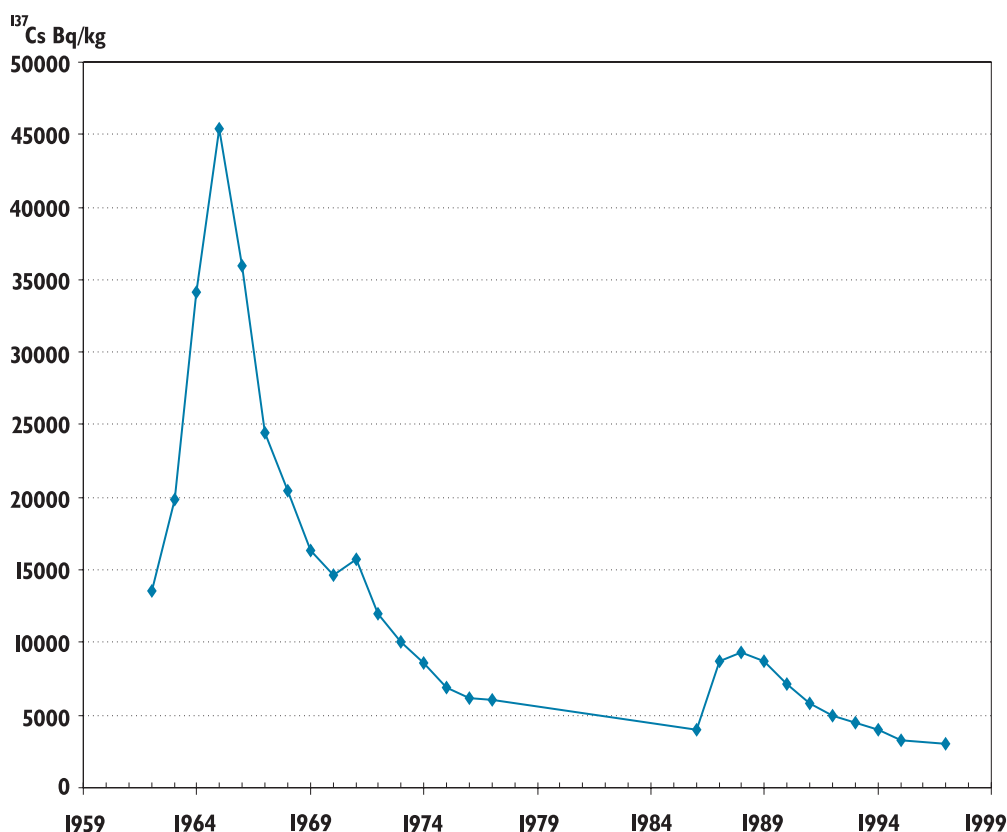
Kuva 6.7. Aikasarja Lapissa vuosina 1963 - 2001 tuotetun maidon ^{90}Sr -pitoisuuksista, Bq/l. $T_{1/2}$ = ko. ajanjaksolle laskettu ekologinen puoliintumisaika vuosissa.

Merkittävin Arktisen alueen ravintoketju radionuklidien kertymisen ja ihmisiin kohdistuvan säteilyannoksen kannalta on **jäkälä-poro-poromies**. Poronlihan lisäksi muita radionuklidien saantilähteitä ovat sienet, marjat ja riisi, mutta niiden muodostamat ravintoketjut eivät ole spesifisiä vain arktisille alueille. Radionuklideja kulkeutuu eläimiin ja ihmisiin paitsi ravinnon myös hengitysilman ja juomaveden kautta.

Lapin maaympäristön radioaktiivisuustason kehitystä 1960-luvun alusta nykypäivään kuvastaa hyvin pitkäaikainen seurantasarja Inarin poromiehistä mitatut kokokehon ^{137}Cs -määrät (kuva 6.8). Pitoisuudet olivat korkeimmillaan 1960-luvun puolivälissä, keskimäärin noin 45 000 Bq/mies. Kolme viikkoa ennen Tshernobylin onnettomuutta suoritetuissa mittauksissa pitoisuudet olivat laskenut alle 5 000 Bq. Tshernobylin laskeuman vähäisyyttä kuvaa hyvin se, että poromiesten keskimääräinen cesiummäärä oli vuonna 1988 10 000 Bq ja vuonna 1997 enää noin 3 000 Bq.

Jäkälän, poronlihan ja saamelais-ten ^{137}Cs -pitoisuudet ovat vaihdelleet suuresti 40 vuoden aikana. Cesium-pitoisuudet kohosivat vielä vuoden 1963 ydinkoekiellon jälkeenkin, sillä suurimmissa räjäytyksissä osa saasteista nousi stratosfääriin, josta radioaktiivisten hiukkasten laskeutuminen kestää vuosikausia. Vuonna 1965 poronlihassa oli lähes 3 000 bequerellia kilossa, kun eteläisen Suomen naudanlihassa oli samaan aikaan 50 bequerellia kilossa ja maidossa 10 bequerellia litrassa.

Poronlihan cesiumin pitoisuuksiin ovat vaikuttaneet useat tekijät. Vuositainen radioaktiivinen laskeuma väheni, porot kuluttivat jäkäläkasveja talvisin ravinnokseen ja jäkälä kasvoi, tosin vain noin 1 mm vuodessa, uutta puhtaampaa latvaosaa. Lisäksi ^{137}Cs hajosi hiljalleen 30 vuoden fysikaalisella puoliintumisaikalla. Yhdessä nämä eri tekijät aikaansivat huomattavasti lyhyemmän ns. efektiivisen ekologisen puoliintumisaian.

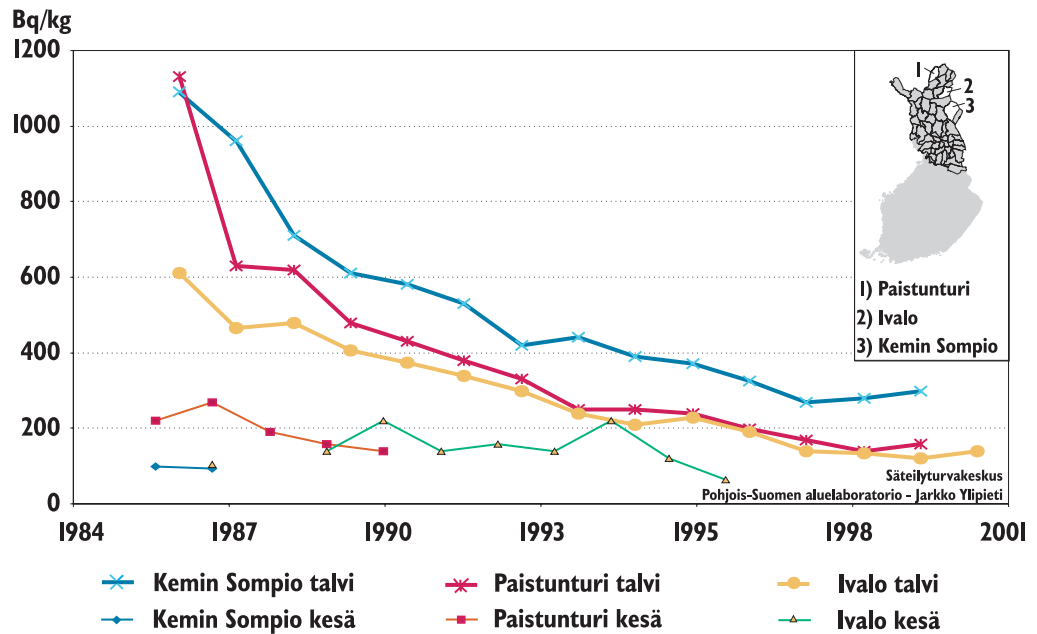


Kuva 6.8. Inarin saamelaisissa poronhoitajissa mitatut kokokehon ¹³⁷Cs-määrät.

Poronlihan kohdalla alentavana tekijänä oli paitsi talvella syötävän jäkälän ¹³⁷Cs-pitoisuuden alentuminen, myös se, että poro syö kesäisin aktiivisuudeltaan matalampaa vihreää kasvillisuutta. Lihan cesium-pitoisuudet alkavat nousta vasta lokakuussa poron siirtyessä olosuhteiden pakosta syömään jäkälää, naavaa ja kesän kasvillisuuden rippeitä. Hyvinä sienivuosina sienien syönti voi olla merkittävä syyspitoisuuden kohottaja. Poronlihan kesäpitoisuudet ovat vain noin 20% talven ¹³⁷Cs-tasosta. 1960-luvun laskeumien jälkeen poronlihan ¹³⁷Cs-pitoisuudet alenivat noin 6 vuoden efektiivisellä puoliintumisaikalla. Keväällä 1986 ”vanhaa” ¹³⁷Cs oli edelleen jäljellä 10 % 1960-luvun huippuarvoista, 300 Bq/kg.

Vaikka Tshernobylin onnettomuuden aiheuttama radioaktiivinen laskeuma oli huomattavasti vähäisempi kuin 1960-luvun laskeumat, STUK on valvo-

nut Suomen porojen ¹³⁷Cs-pitoisuuksia erityisesti saamelaispaliskuntien alueella. Pitkillä aikasarjoilla voidaan seurata markkinoilla olevan lihan pitoisuuksien kehitystä ja laskea puoliintumisaikoja. Pitoisuuksien muutokset heijastavat myös porojen käytössä olevien talvilaidunten kuntoa, sillä teurastuskauden lihan cesium-pitoisuudet ovat suoraan suhteessa ravinnon kautta saatuun määrään. Kuvassa 6.9 on esitetty kolmen paliskunnan, Paistunturin, Ivalon ja Kemin Sompion, porojen pitoisuuksien kehitystä Tshernobylin onnettomuuden jälkeen (Rissanen ym. 2002). Vuosikeskiarvon laskemista varten 1.10. - 30.4. välillä teurastetut porot on luettu talvea edustaviksi. Niiden muutamien näytteiden, jotka on saatu 1.5. - 30.9. välillä kuolleista vasoista tai aikuisista poroista, on katsottu edustavan kesäravinnolla olleita eläimiä.



Kuva 6.9. Paistunturin, Ivalon ja Kemijärven paliskuntien porojen ^{137}Cs -pitoisuuksia, Bq/kg tuoretta lihaa Tshernobylin onnettomuuden jälkeen. Paliskuntien sijainti merkitty oheiseen karttaan.

Vuosina 1986–1987 kerättyjen jäkälänäytteiden (Rissanen ja Rahola 1990) perusteella pohjoisimpaan Lappiin, Kaldoaivin paliskuntaan, tuli hyvin vähän Tshernobyl-laskeumaa, Paistunturin paliskuntaan selvästi enemmän, Ivalon alueelle taas vain vähän, Kemijärveen runsaammin. Lisäksi koko poronhoitoalueella oli edelleen 1960-luvun laskeumista peräisin olevaa ^{137}Cs :a. Tshernobyl-laskeuman epätasaisuus näkyi ensimmäisen teurastuskauden, vuosien 1986–1987, poronlihan pitoisuuksissa: Paistunturin ja Kemijärven poroissa oli keskimäärin 1 100 Bq/kg, Ivalossa 600 Bq/kg.

15 vuotta Tshernobylin jälkeen porojen pitoisuuksissa on tapahtunut selvä muutos. Ivalon paliskunnan poroissa oli vuonna 2000 enää 150 Bq/kg. Paistunturin porojen pitoisuus oli yhtä alhainen, vaikka niissä onnettomuuden jälkeen oli ollut kaksi kertaa enemmän laskeumaa. Sen sijaan Kemijärven poroissa oli edelleen noin 300 Bq/kg.

Tutkittaessa millä tavoin porojen pitoisuudet ovat muuttuneet näissä kolmessa paliskunnassa havaittiin, että Ivalon porojen lihan ^{137}Cs -pitoisuudet ovat alentuneet tasaisesti n. 6 vuoden ekologisella puoliintumisaikalla. Paistunturin poroissa tapahtui aluksi nopea pitoi-

suuksien putoaminen noin 1 vuoden puoliintumisaikalla, vuoden 1987 jälkeen aleneminen on noudattanut 6,5 vuoden puoliintumisaikaa. Edelleen suhteellisen korkealla tasolla pysyneessä Kemijärven paliskunnassa pitoisuudet alenivat ensimmäisen 3 vuoden ajan noin 3 vuoden, vuodesta 1989 lähtien 8 vuoden puoliintumisaikalla. Paistunturin porojen pitoisuuksien aleneminen Ivalon tasolle selittyy vain porojen käytettävissä olleen jäkälämäärän vähentymisellä, mikä ajoittui Tshernobylin onnettomuuden jälkeisiin vuosiin. Ivalon paliskunnassa ei näytä tapahtuneen merkittäviä muutoksia porojen talviravinnon suhteen. Kemijärven paliskunnassa lienee edelleen hyvin jäkälää. Lisäksi siellä oli jo ennen onnettomuutta korkeampia pitoisuuksia jäkälässä, koska saadussa yksittäisessä vuosien 1985–1986 poronäytteessä oli 580 Bq/kg, kun koko poronhoitoalueen keskiarvo oli 300 Bq/kg (Rissanen ym. 1987).

Metsäpeurat

Koska Tshernobyl-laskeumaa tuli poronhoitoalueelle tällä kertaa vain vähän, STUK on vertailun vuoksi seurannut huomattavasti enemmän laskeumasaaneiden metsäpeura-alueiden eläin-

ten cesium-pitoisuuksien kehitystä, Kuhmossa vuodesta 1987 ja Suomen- selällä vuodesta 1993. Kuhmon peurois- sa oli talvella 2001 edelleen 1 000 Bq/ kg ja Suomenselän peuroissa 3 000 Bq/ kg, kun Suomen porojen keskiarvo on alle 200 Bq/kg. Suureen eroon on syynä poronhoitoalueen ulkopuolella edelleen tarjolla olevat hyvät jäkälিকөт.

Sienet

Jäkälікөтöjen kuluminen on lisän- nyt sienien merkitystä porojen ^{137}Cs -pi- toisuuden lisääjänä ja ylläpitäjänä mah- dollisen uuden suuremman radioaktii- visen laskeuman sattuessa. Hyvinä sie- nisyksinä porot lihottavat itsensä, jot- ta pysyvät hyväkuntoisina yli talven.

Tshernobylin onnettomuudesta luontoon tulleen leimauksen avulla on saatu uutta tietoa eri sienilajien ^{137}Cs - pitoisuuksien ekologisista puoliintumis- ajoista. Tutkimukseen käytettiin Met- säntutkimuslaitoksen (Metla) arkistoista saatuja kuivia sieninäytteitä vuodelta 1983 ja samoilta Rovaniemen maalis- kunnan Kivalon koivikko, sekametsä, kuusikko ja männikkö koealoilta vuo- desta 1989 lähtien kerättyjä sieniä.

Sienien lisäksi koealoilta otettiin vuosina 1993 ja 1999 myös pinta-alanäyt- teitä 5 - 6 cm syvyydelle. Tällä syvyydel- lä sijaitsee lakkisienien sienijuuri my- korritsa rihmasto, jonka avulla sienet elävät symbiosissa metsikön puiden kanssa. Kasvipeite mukaan lukien Ki- valon alueen pintakerroksen ^{137}Cs -pitoi- suus oli vuonna 1993 800 - 900 Bq/m² ja vuonna 1999 700 - 800 Bq/m², josta noin puolet oli edelleen peräisin 1960-luvun ydinpommikokeista.

Cesiumin hidas poistuminen ja vanhan radioaktiivisen laskeuman vai- kutus näkyi myös siinä, että kolme vuot- ta ennen Tshernobylin onnettomuutta kerätyissä vuoden 1983 vertailusienis- sä oli lähes saman tasoinen ^{137}Cs -pitoi- suus kuin vuoden 1989 sienissä 3 vuot- ta onnettomuuden jälkeen (Rissanen ym. 2001).

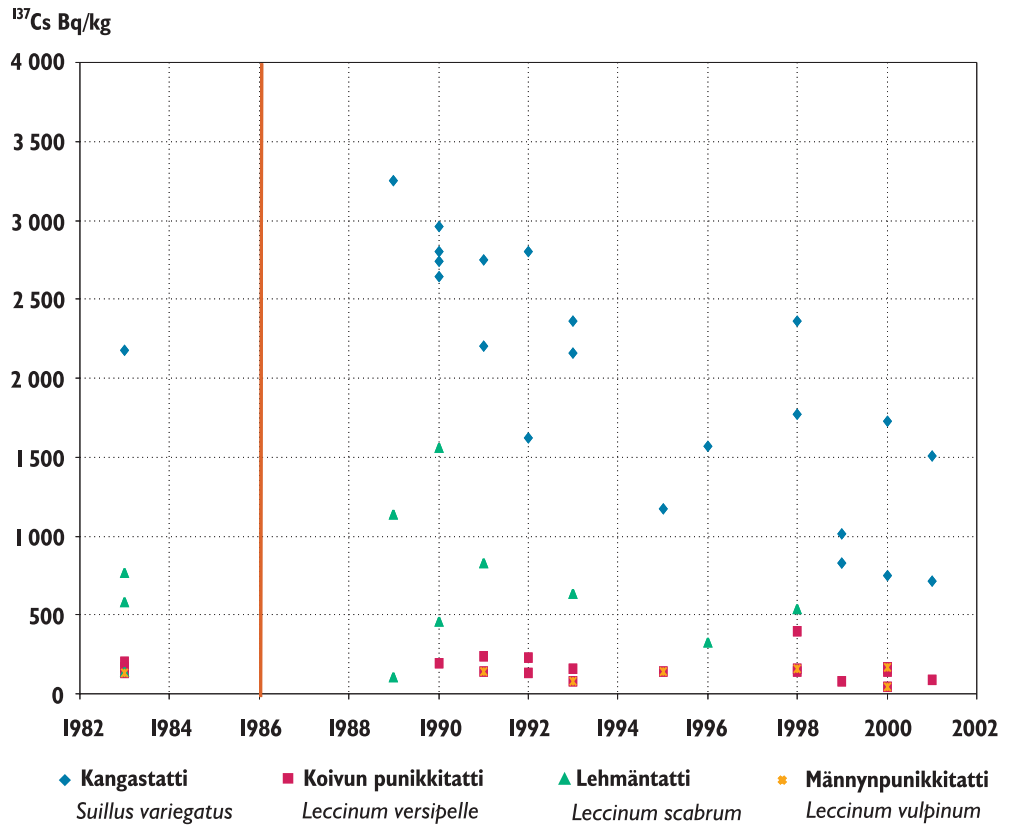
Kivalon alueen sienien tuorepaino ^{137}Cs -pitoisuuksia on vertailtu taulukos- sa 6.1. Puoliintumisaikoja laskettaessa

on kuitenkin käytetty kuivattujen sie- nien tuloksia, koska kosteudella on vai- kutusta tuoreiden sienien pitoisuuksiin. Sienet menettävät kuivattaessa n. 90 % painostaan, joten tuoreissa sienissä on vain n. kymmenesosa kuvissa 6.10 - 6.12 esitetyistä kuivien sienien cesium- ta- soista.

Vuonna 1990 kerätyissä sienissä korkeimmat ^{137}Cs -pitoisuudet, 480 - 450 Bq/kg tuorepainoa (noin 5 000 - 4 000 Bq/kg kuivapainoa), mitattiin seitikeis- sä ja kehnäsienissä. Punavyöseitikin pi- toisuudet näyttivät aluksi jopa nouse- van, 10 vuoden seurannan perusteella ekologinen puoliintumisaika on lähes ^{137}Cs :n fysikaalisen puoliintumisaajan tasoa, 30 vuotta, kehnäsienellä noin 10 vuotta. Erilaisten tattien, haperoiden ja rouskujen cesium-pitoisuudet (kuvat 10 - 12) alenivat 8 - 10 vuoden puoliintu- misajoilla, paitsi kangashapero 18 vuo- den. Erilaiset puoliintumisaikat johtuvat ehkä siitä, millä syvyydellä kyseisen sie- nen *mykorritsa* rihmasto sijaitsee. Met- sätyypillä ei näytä olevan merkitystä ce- siumin kertymiselle sieniin tai pitoi- suuksien alentumiselle. Vuonna 1986 tapahtunut Tshernobylin onnettomuus on merkitty kuviin punaisella viivalla.

^{137}Cs kertyminen sieniin on selvästi näkynyt Ruotsin ja Norjan pahimmilla Tshernobyl-laskeuma-alueilla, kun hy- vinä sienisyksinä porojen, peurojen, hirvien ja lampaiden pitoisuudet ovat yllättävästi kohonneet muihin vuosiin verrattuna. Suomen poronhoitoalueel- le tuli niin vähän ja epätasaisesti las- keumaa, ettei tätä ilmiötä ole selvästi havaittu.

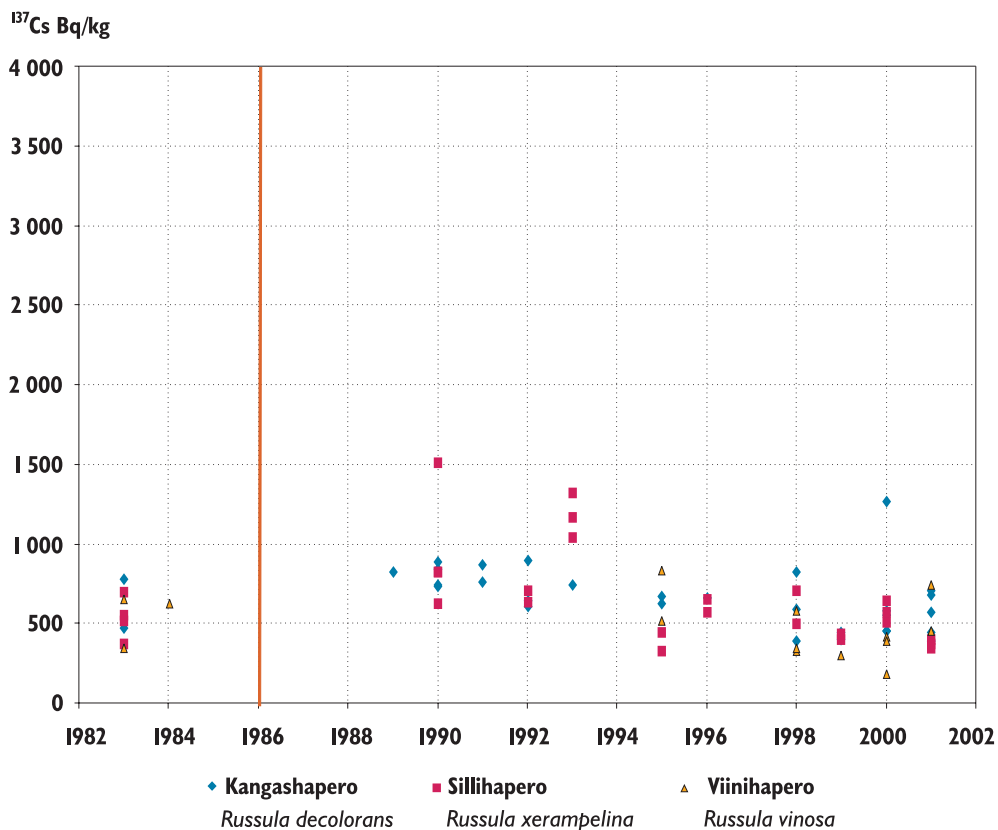
Vuoden 2000 sienissä todettiin ma- talia ^{137}Cs -pitoisuuksia tuorepainoa kohti esitettynä: punikkiteissa 15, kangasta- teissa 150, haperoissa 50 - 90, rouskuis- sa 100, kehnäsienissä 110 ja punavyö- seitikeissä 280 Bq/kg. Myrkyllisiä seitik- kejä ei syödä. Rouskut kuuluvat niihin sieniin, jotka on aina ryöpättävä ennen ruuaksi valmistamista, mutta Lapissa tuntuu olevan tapana ryöpätä myös kaik- ki tatit ja haperot. Ryöppäyksessä me- netetään 90 % sienien alkuperäisistä ^{137}Cs -pitoisuuksista.



Kuva 6.10. Aikasarja Kivalon tattien ^{137}Cs -pitoisuuksista, Bq/kg kuivapainoa.



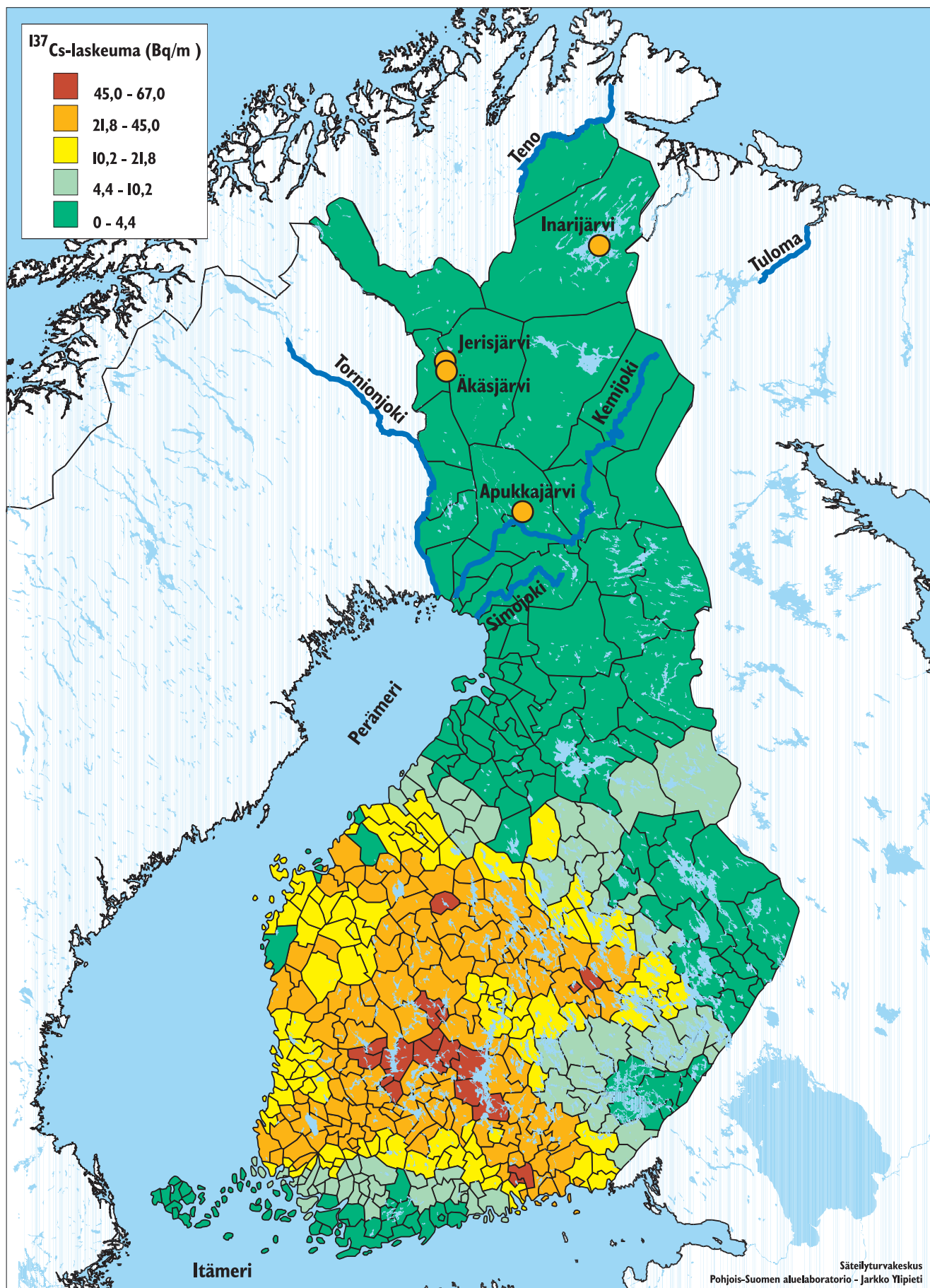
Kuva 6.11. Aikasarja Kivalon rouskujen ^{137}Cs -pitoisuuksista, Bq/kg kuivapainoa.



Kuva 6.12. Aikasarja Kivalon haperoiden ¹³⁷Cs-pitoisuuksista, Bq/kg kuivapainoa.

Taulukko 6.1. Rovaniemen maalaiskunnassa sijaitsevan Kivalon tutkimusalueen metsäsienien ¹³⁷Cs-pitoisuuksia, Bq/kg tuorepainoa vuosina 1990 - 1991. Arviot ekologisista puoliintumisaajoista perustuvat vuosien 1989 - 2000 tuloksiin.

Sieni (näyte-eriä)	latinankielinen nimi	¹³⁷ Cs 10 - 100 Bq/kg	¹³⁷ Cs 100 - 200 Bq/kg	¹³⁷ Cs 200 - 300 Bq/kg	¹³⁷ Cs 300 - 400 Bq/kg	¹³⁷ Cs 400 - 500 Bq/kg	ekologinen puoliintumisaika
TATIT							
männyn- ja koivunpunikkitatit (3)	<i>Leccinum vulpinum</i>						
lehmäntatti (3)	<i>Leccinum versipelle</i>	17					
kangastatti (6)	<i>Leccinum scabrum</i>	92					
	<i>Suillus variegatus</i>			220			8 vuotta
HAPEROT							
viinihapero (2)	<i>Russula vinosa</i>		110				
sillihapero (3)	<i>Russula xerampelina</i>		130				11 vuotta
isohapero (3)	<i>Russula paludosa</i>		110				
kangashapero (6)	<i>Russula decolorans</i>		110				18 vuotta
ROUSKUT							
kangasrousku (7)	<i>Lactarius rufus</i>		150				10 vuotta
karvarousku (2)	<i>Lactarius torminosus</i>		150				7 vuotta
harmaarousku (1)	<i>Lactarius vietus</i>		170				16 vuotta
haaparousku (3)	<i>Lactarius trivialis</i>			230			11 vuotta
kehnäsieni (4)	<i>Rozites caperata</i>					440	10 vuotta
punavyöseitikki (8)	<i>Cortinarius armillatus</i>					480	30 vuotta



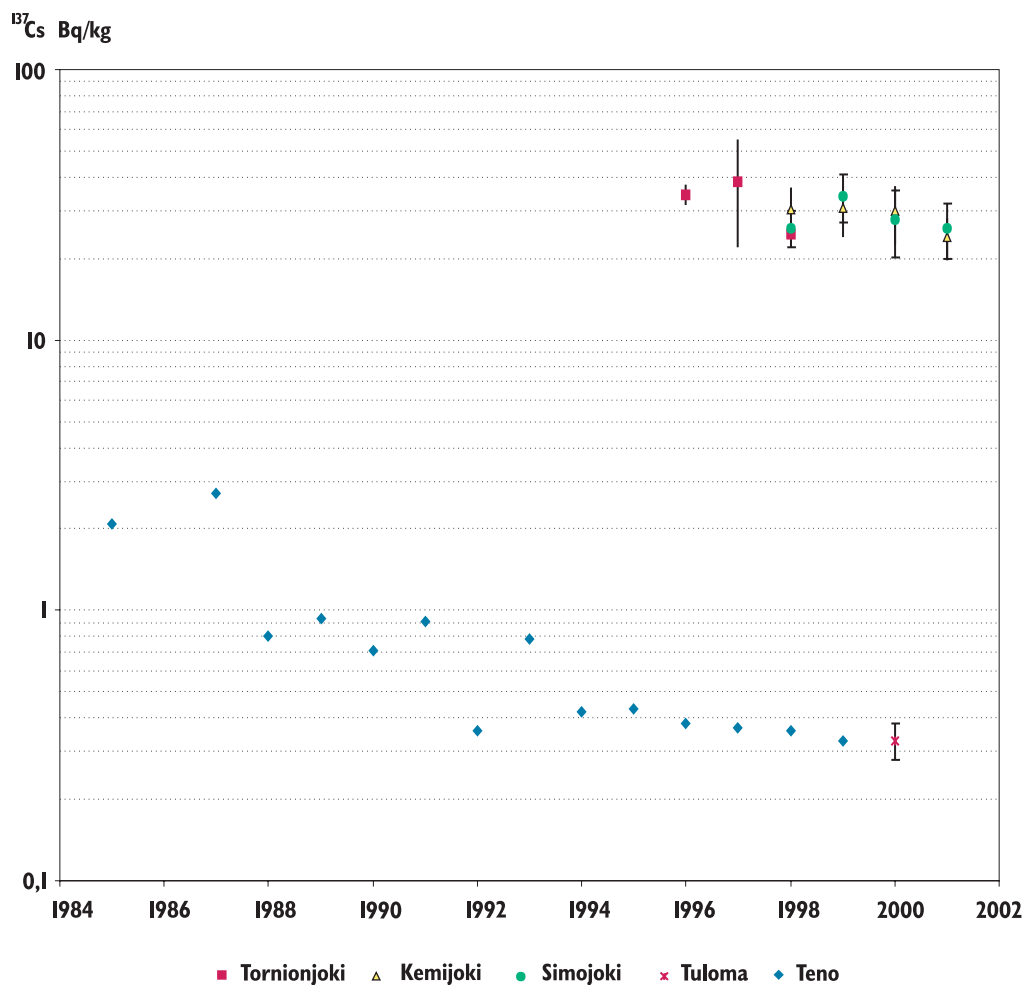
Kuva 6. 13. Kalojen cesiumpitoisuuksien seurantavesistöt esitettyinä Tshernobyl-laskeumatilannetta kuvaavalla karttapohjalla (lokakuu 1986).

6.3.2 Kalat

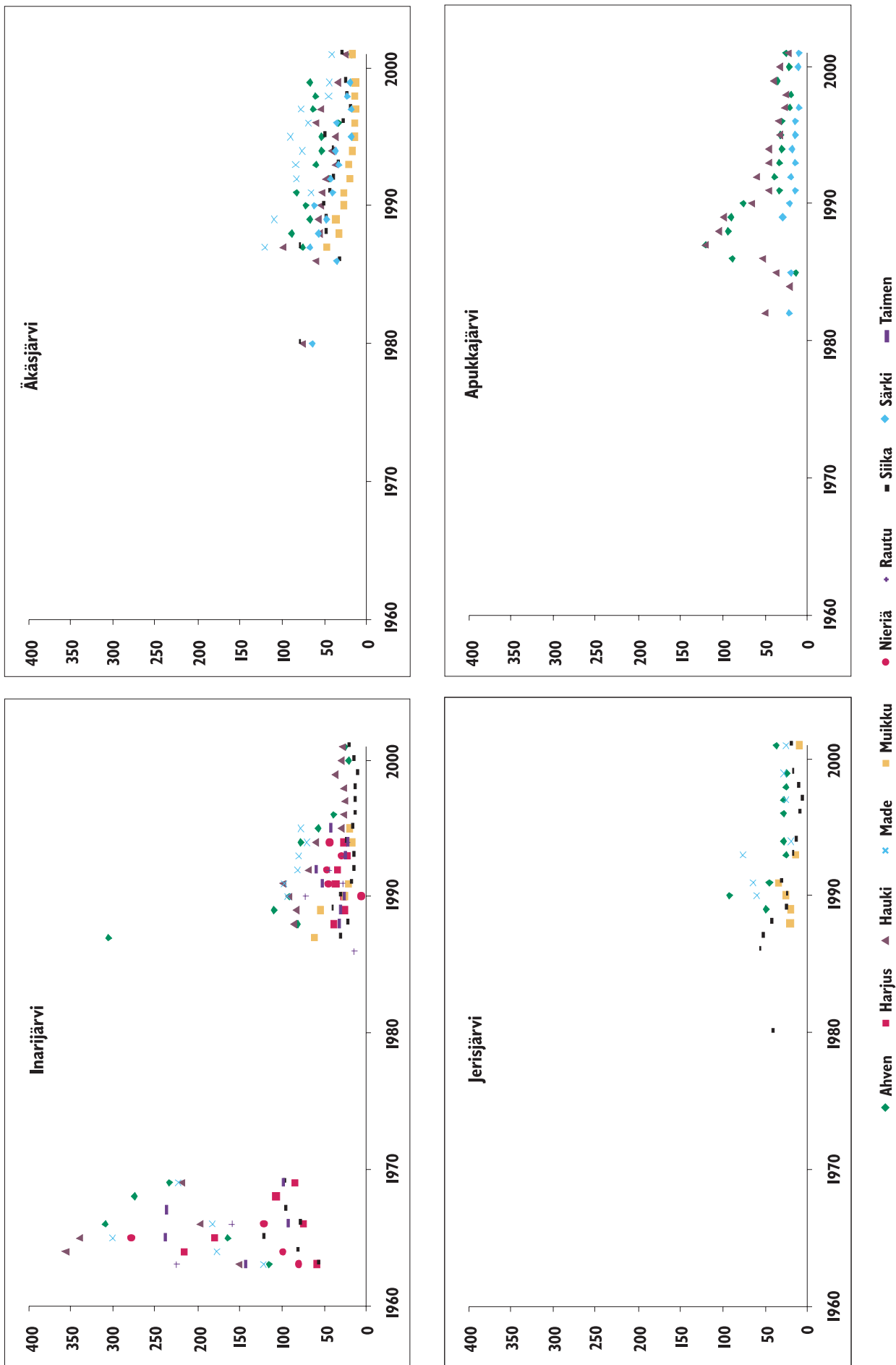
Suomella ei ole yhteyksiä arktisiin meriin, mutta Tenoon nousee arktista merilohia, joissa mitattiin heti Tshernobylin onnettomuuden jälkeen hieman alle 1 Bq/kg ^{137}Cs -pitoisuuksia. Nykyään Tenon lohien taso on noin 0,3 Bq/kg (kuva 6.13). Kuolan vuonoon laskevan Tuloma-joen lohien taso on samaa luokkaa. Sen sijaan Itämerestä Kemi-, Simo- ja Tornionjokiin nousevissa lohissa on havaittu 34 - 60 Bq/kg pitoisuuksia, mikä johtuu sekä Itämeren cesium-pitoisuuksien noususta Tshernobylin onnettomuuden seurauksena että sen valtameriin verrattuna matalammasta suolapitoisuudesta (kuva 6.14).

Järvikala on poronlihan jälkeen merkittävin elintarvike ihmisen säteilyannoksen kannalta. Lapin kaloja tutkit-

tiin 1960-luvulla ja säännöllisemmin 1980-luvun alusta lähtien. Pohjois-Suomeen tulleen vähäisen Tshernoby-laskeuman vuoksi Lapissa pyydettyjen kalojen radioaktiivisuuspitoisuudet eivät ole olleet merkittävästi korkeampia kuin ennen Tshernobylin onnettomuutta. Saman kalalajin ^{137}Cs -määrissä voi olla kymmenkertaisia eroja riippuen siitä, mistä järvestä ne on pyydetty. Vaikuttavia tekijöitä ovat järven vesimäärä, valuma-alueen suuruus ja ravinteiden määrä. Ravintoketjun huipulla olevissa petokaloissa (made, hauki, ahven) on korkeimpia ^{137}Cs -pitoisuuksia kuin saman järven muuta ravintoa syövässä kaloissa (kuva 6.15).



Kuva 6.14. Aikasarja lohien ^{137}Cs -pitoisuuksista Tshernobylin onnettomuuden jälkeen, Bq/kg tuoretta lihaa. Teno ja Tulomajoen lohet kuvastavat Arktisten merien tilaa, Kemi-, Simo- ja Tornionjoista pyydetty lohet Itämeren tilaa.



Kuva 6.15. Aikasarja Inari-, Äkä-, Jeris- ja Apukkajärvien kalojen ^{137}Cs -pitoisuuksista, Bq/kg tuoretta lihaa.

6.4 Yhteenveto

Edelliseen Lapin ympäristön tilaa käsittelevään raporttiin verrattuna on nyt saatu koottua 40 vuotta kattavia aikasarjoja Lapin ympäristön tilasta ja paikallisesti tuotettujen elintarvikkeiden radioaktiivisuus tasoista. Suomen tutkimustulokset osoittavat, että Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden vaikutukset olivat hyvin vähäiset verrattuna 1960-luvun globaaliin laskeumaan. Onnettomuuden vaikutuksia arktiselle alueelle lievensi tapahtuman ajankohda, sillä huhtikuun lopulla maa oli vielä lumen peitossa. Kasvukauden alettua radionuklidit kertyivät kasveihin juurien kautta ja poro söi jäkälää merkittäviä määriä vasta syksyllä. Arktisen alueen nykyistä tilannetta kuvaa Suomes- ta aina Uraalille ulottuvan humusnäyttekartoituksen matalat ^{137}Cs -tasot, vaikka vähäisiä viitteitä Tshernobylin ensimmäisestä laskeumapilvestä on edelleen näkyvissä vuosina 2000 - 2001 ke- rättyissä näytteissä.

Kansainvälinen säteilytilanteen arviointiryhmä toteaa omassa yhteenvedossaan riskiarviointien parantuneen ja riskien vähentyneen. Edellisen rapor- tin jälkeen uponneen ydinsukellusvene Kurskin nosto pystyttiin hoitamaan turvallisesti. Pohjoisen laivaston ydinsukellusveneiden käytöstä poisto on jat- kunut. Suurin potentiaalinen uhka arktisen alueen väestölle ja ympäristölle on onnettomuus ydinvoimalassa arktisel- la alueella tai sen välittömässä läheisyy- dessä. Muita mahdollisia uhkia ovat

onnettomuudet sotilaallisten toiminto- jen yhteydessä, ydinaseiden käsittelys- sä ja varastoinnissa, ydinvoimalla toi- mivien alusten reaktoreiden irrottami- nen sekä polttoaineen poisto, varas- tointi ja loppusijoitus. Lisäksi uhkan muodostavat onnettomuudet ydinvoi- malla toimivissa jäänmurtaajissa sekä vuodot maalla sijaitsevista ydinmateriaalivarastoista. Upotettujen ydinjätteiden ei katsota olevan vaaraksi paikall- iselle väestölle. Vaatimuksena on kaik- kien radioaktiivisuuslähteiden tarkem- pi turvallisuusarviointi ja valvonta.

Lappia ajatellen tulevaisuuden ai- noa todellinen uhkakuva liittyy ydin- voimalaonnettomuuteen Lapin lähiym- päristössä. Jos Kuolan ydinvoimalassa tapahtuisi merkittävä radioaktiivinen päästö, joka suotuisten sää- ja tuuliolo- suhteiden ansiosta kulkeutuisi Suomen Lappiin, voisi laskeuma aiheuttaa suu- ria taloudellisia vaikeuksia porota- loudelle ja muiden luonnontuotteiden käytölle. Kuolan alueen ydinjätevara- stot ja lukuisat käytössä olevat tai käy- töstä poistetut ydinsukellusveneiden reaktorit muodostavat tähän verrattuna huomattavasti pienemmän uhan. Jos uusia onnettomuuksia ei tapahdu, on Lapin ympäristön tilanne hyvä radioak- tiivisuuden kannalta. Tshernobylin on- nettomuudesta tuli vain vähän las- keumaa ja kaikkien paikallisesti tuotet- tujen elintarvikkeiden ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pi- toisuudet ovat selvästi matalampia kuin ennen onnettomuutta.



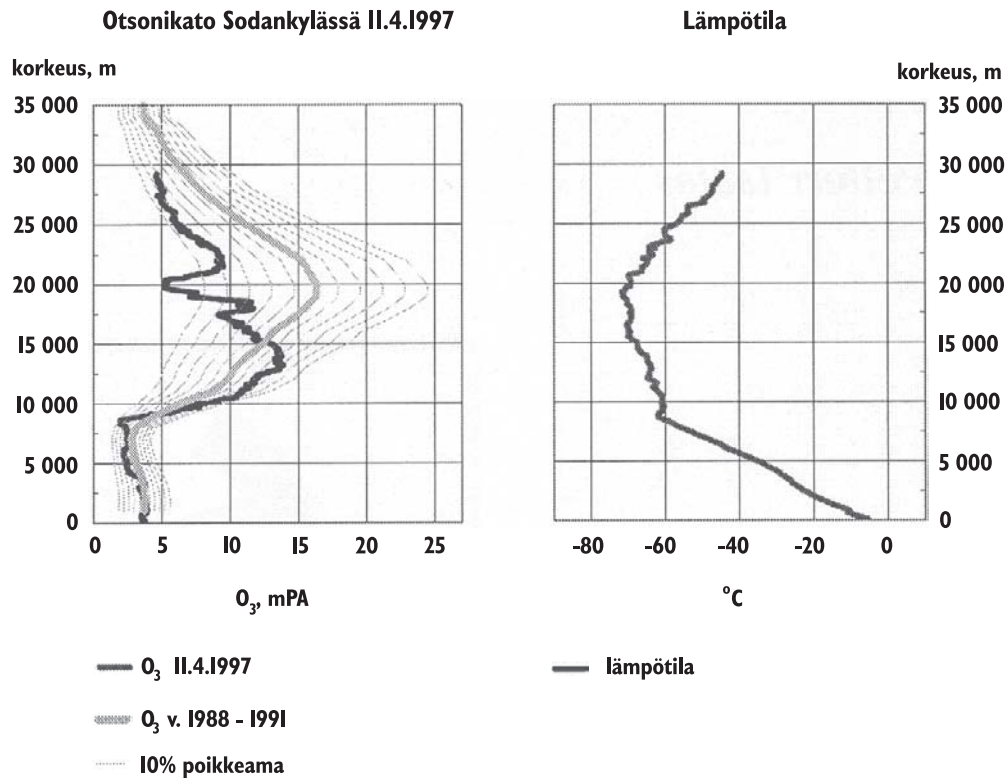
Globaalit ilmamehämutookset

Otsonikato ja UV-säteily (Petteri Taalas)

7.1 Johdanto

Otsoni on ollut jo muinaisten kreikkalaisten tuntema käsite, sillä kreikan "ozien" tarkoittaa suomeksi pistävää tuoksua. Tosin kreikkalaisilla ei ollut tietoa stratosfääristä puhumattakaan siellä sijaitsevasta otsonista. Varsinaiset havainnot otsonista tehtiin maanpintatasolla 1800-luvulla, ja 1900-luvun alussa aloitettiin ilmakehän otsonin kokonaismäärän havainnointi. Ilmakehän otsonista noin 90 % sijaitsee stratosfäärissä, ja loput alailmakehässä eli troposfäärissä. Troposfäärissä (noin 0 - 15 km) ilman

lämpötila laskee ylöspäin mentäessä aina niin sanottuun tropopausiin asti. Tämä lämpötilan käännepeiste erottaa yläpuolisen stratosfäärin (noin 15 - 50 km) troposfääristä. Tropopausi estää tehokkaasti ilmakehän vaihtoa stratosfäärin ja troposfäärin välillä. Stratosfäärissä ilman lämpötila pysyy tyypillisesti vakiona tai nousee ylöspäin mentäessä, mikä johtuu otsonin säteilyominaisuuksista. Kuvassa 7.1 on esimerkki otsonin ja lämpötilan pystyjakaumista.



Kuva 7.1. Esimerkki troposfäärin ja stratosfäärin otsonin ja lämpötilan pystyjakaumista.

Troposfäärin ja stratosfäärin otsoniin vaikuttavat kemialliset tekijät poikkeavat toisistaan huomattavasti. Troposfäärin otsonin synty tapahtuu pääosin typen oksidien, hiilivetyjen ja hiilimonoksidin vaikutuksesta, ja tuhoutuminen poistumalla maanpintaan tai vetyradikaalien reaktioissa. Stratosfäärin otsonia taas syntyy ilman hapen hajotessa, ja otsonin tuhoutuminen tapahtuu kloori-, bromi-, ja vetyradikaaliyhdisteiden tai typen oksidien vaikutuksesta. Kemiallisten taustatekijöiden eroavuuden vuoksi voidaan puhua kahdesta eri otsonista.

Alailmakehän otsoni vaikuttaa voimakkaan hapetuskykynsä kautta suoraan kasvillisuuteen, hengityselimiin ja materiaaleihin. Stratosfäärin otsoni taas vastaa auringon UV-B-säteilyn (aallonpituusalue 280 - 315 nm) vaimentamisesta biosfäärille turvalliselle tasolle. Ilman suojaavaa otsonikerrosta elollinen elämä kuivalla maalla ei olisi mahdollista. UV-B säteily vaikuttaa haitallisesti metsiin, viljakasveihin, vesiekosysteemeihin, ihmisterveyteen (ihosyövät, harmaakaihi, lumisokeus, kehon immuunijärjestelmä ja ihon rappeutuminen). Ultraviolettisäteilyn lisäksi otsoni pidättää myös infrapuna- eli lämpösäteilyä ja vaikuttaa tätä kautta ilmastoon. Ylätroposfäärin ja alastratosfäärin otsonilla on suurin ilmastovaikutus.

7.2 Otsoniin vaikuttavat tekijät

Klassisesti ilmakehän kemiallista ja meteorologista käyttäytymistä on käsitelty erillisinä osa-alueina. Ilmakehän globaalia käyttäytymistä käsittelevät teorialat kehitettiin vasta ennen toista maailmansotaa. Luotainten ja satelliittien käyttö ilmakehän havainnoinnissa sekä mahdollisuus simuloida ilmakehän käyttäytymistä supertietokoneiden avulla ovat synnyttäneet modernin meteorologian.

Ilmakemia on tieteenalana vielä meteorologiaakin nuorempi. Merkittäviä uusia teoreettisia löytöjä on tehty vasta 1970- ja 1980-luvuilla. Esimerkik-

si vuonna 1985 raportoidun Etelämantereen otsonikatoilmiön selittäminen vaati täysin uudentyyppisten kemiallisten teorioiden kehittämistä.

7.2.1 Säättekijät

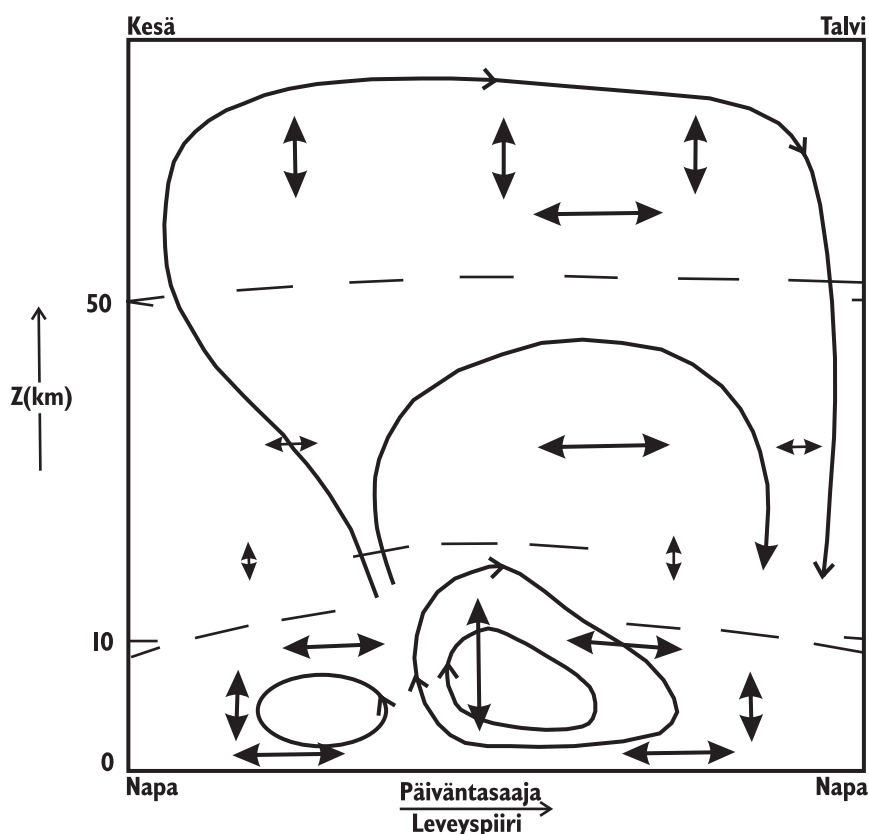
Ilmakehän laajan skaalan toimintaan vaikuttavat auringon säteilystä aiheutuva lämmitys, maan pyörimisliike ja ns. coriolisvoima. Lisäksi suuret vuoristot ja maa-merijakauma vaikuttavat ilmakehän toimintaan. Auringon lämmitys jakautuu maapallolla epätasaisesti, mitä ilman globaalin skaalan liikkeet ja merivirrat tasaavat. Ilman edellä mainittuja tekijöitä trooppisilla leveysasteilla olisi huomattavasti nykyistä lämpimämpää, ja vastaavasti esimerkiksi suurin osa Eurooppaa olisi ikijään peitossa.

Stratosfääri käyttäytyy meteorologisessa mielessä troposfääristä poikkeavasti. Troposfäärille on ominaista liikkuvien tai paikallaan pysyvien säähäiriöiden synty (matalapaineet rintamineen). Lisäksi ilmapirtaukset tasoittavat tropiikin ja napojen välistä lämpötilaeroa siten, että elämä esimerkiksi Suomessa on mahdollista (kuva 7.2).

Stratosfääri saa energiaansa troposfääristä säähäiriöiden heijastuessa ylöspäin sekä suoraan auringon säteilystä. Toisaalta auringon säteilyn puute napalueilla talvella johtaa voimakkaan ulossäteilyn myötä kylmän ja eristetyn polaaripyörteen syntyyn.

Ilmakehän keskimääräisvirtaus kuljettaa stratosfääristä ilmamassaa trooppikista kohti napoja. Otsonin synty- ja nielureaktiot ovat tehokkaimpia trooppikissa. Syntyneen otsonin kulkeutuessa kohti napoja luontainen fotokemiallinen tuhoutuminen hidastuu ja otsonin elinikä kasvaa. Niinpä noin Suomen leveysasteilla esiintyy luontaisesti eniten stratosfäärin otsonia.

Muita tärkeitä meteorologisia tekijöitä ovat trooppisen stratosfäärin keskimääräisen virtaussuunnan itä-länsi vaihtelu noin 27 kuukauden jaksoissa. Ilmiö näkyy myös globaalin otsonikentän vaihteluna. Samoin auringon aktiivisuuden 11 vuoden jaksollisuus on havaittavissa stratosfäärin otsonissa.

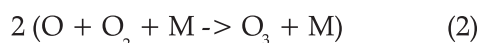
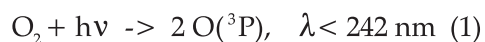


Kuva 7.2. Ilmakehän yleinen kiertoliike troposfäärissä ja stratosfäärissä. Stratosfäärin otsonin kannalta on keskeistä, että ilmassa kulkeutuu tropiikin stratosfääristä kohti napoja.

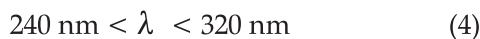
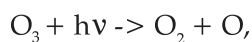
7.2.2 Ilmakemia

Nykyisen näkemyksen mukaan sekä homogeeninen fotokemia että stratosfäärin aerosolien pinnoilla esiintyvät heterogeeniset reaktiot ovat tärkeitä stratosfäärin otsonin kannalta. Stratosfäärin otsonin jakauma riippuu voimakkaasti nielu- ja tuottoreaktioiden tehokkuuden vaihtelusta. Nämä ja meteorologiset kuljetustekijät määräävät otsonin maantieteellisen jakauman.

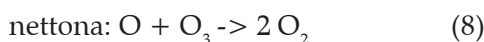
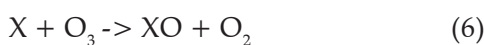
Ensimmäinen, ns. Chapmanin teoria stratosfäärin otsonin synnystä ja tuhoutumisesta on seuraava:



Em. alle 242 nm:n säteilyä esiintyy vain 30 km yläpuolisessa ilmakehässä, ja säteilyn intensiteetistä johtuen otsonin synty on tehokkainta trooppisilla leveysasteilla. Toisaalta otsonia myös tuhoutuu fotokemiallisesti:



Chapmanin teorioista poiketen myös muita nielureaktioita on olemassa. Nämä katalyyttiset nielureaktiot voidaan lyhyesti esittää seuraavasti:



Katalyytti X voi reaktioissa 6 ja 7 olla H, OH, NO, Cl tai Br. Näiden yhdisteiden myötä ihmiskunta voi vaikuttaa otsonin nielureaktioita tehostavasti. Tärkeimpiä tällaisia yhdisteitä ovat klooria tai bromia sisältävät, troposfäärissä hajoamattomat yhdisteet, kuten freonit tai halonit. Tutkijat Crutzen, Molina ja Rowland saivat vuonna 1995 kemian Nobel-palkinnon em. nielureaktioihin liittyvistä keksinnöistään. Myös ilokaasu (N_2O) on merkittävä typen oksidien lähde stratosfäärissä. N_2O :ta syntyy biosfäärin hajotusprosesseissa ja pieniä määriä useissa polttoprosesseissa. Metaani vaikuttaa stratosfäärin vetyradikaalien pitoisuuteen, joilla on vaikutusta stratosfäärin otsoniin edellä esitetyllä tavalla.

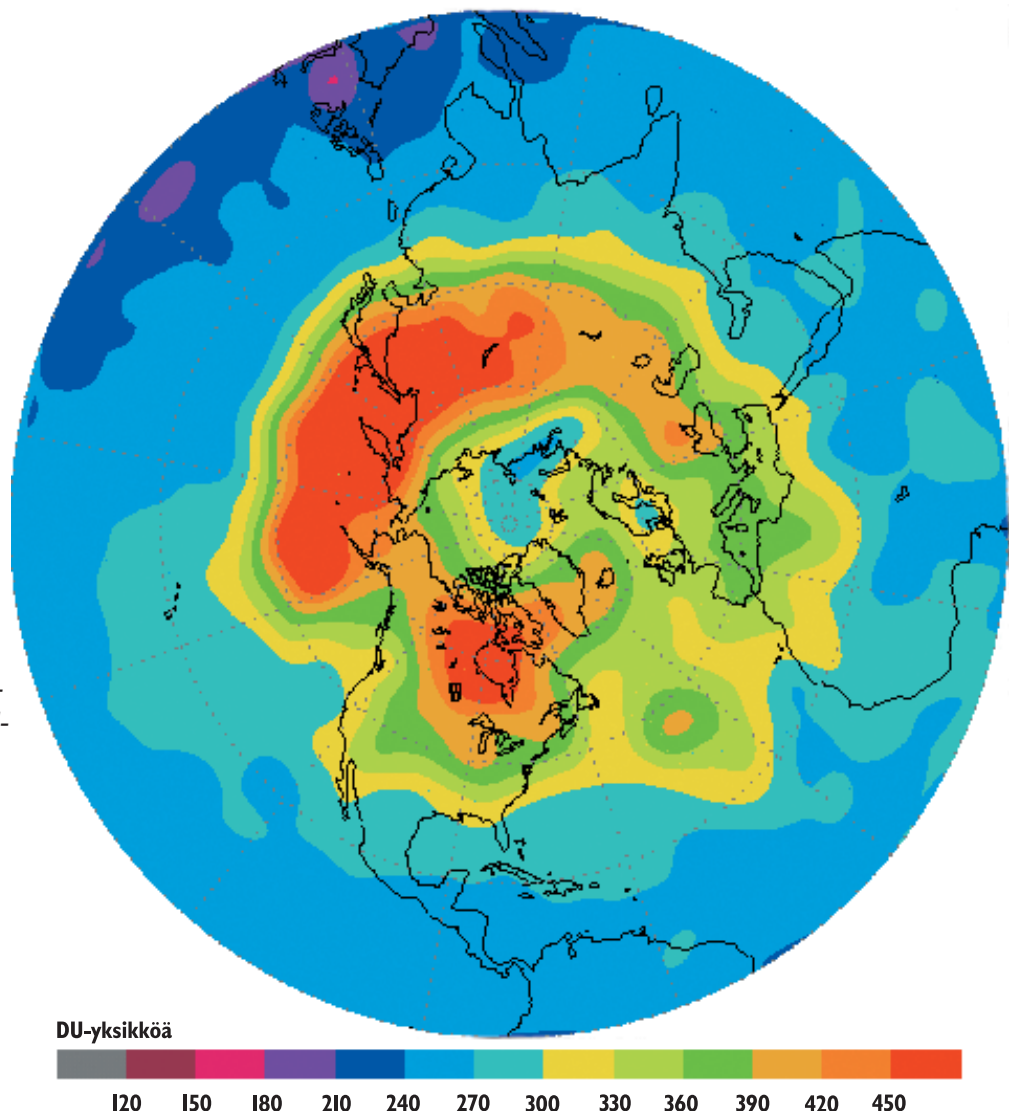
Edellä esitetty ei sisällä Etelämantereen otsonikatokemialla, joka saatiin selville vasta 1980-luvun puolenvälin jälkeen. Ilmiö on kuvattu kuvassa 7.3.

7.2.3 Napa-alueiden otsonikato-ilmiö

Etelämantereella on 1970-luvun lopulta alkaen havaittu kevätkauden otsonikato, joka on jatkuvasti pahentunut. Vuoden 1998 otsonikato oli ennätysellisen voimakas ja ulottui laajemmalle alueelle kuin kertaakaan aikaisemmin.

Otsonikadon raportointi johti alkusi suureen hämmennykseen tutkijapiireissä. Vuonna 1986 toteutetun laajan

Kokonaisotsonikenttä (NOAA/TOVS) 13.3.2000



Kuva 7.3. Esimerkki stratosfäärin otsonikadosta Arktisella alueella. Ilmakehän kokonaisotsonimäärä havaittuna NOAA-TOVS satelliitti-instrumenttien avulla. Otsonin määrä on kuvattu Dobson-yksikköinä (DU). 1 DU vastaa millimetrin paksuista otsonimäärää, jos kaikki ilmakehän otsoni tuotaisiin maanpintaolosuhteisiin.

mittauskampanjan tuloksena saatiin selville, että otsoni-kadon aiheuttaa aiemmin tuntematon heterogeeninen kemia.

Edellytyksenä otsonikadon synnylle on erittäin kylmien stratosfääristen olosuhteiden esiintyminen, mikä johtaa stratosfäärin pilvien syntyyn. Etelämantereeseen ylle muodostuu talvella erittäin kylmä polaaripyörre, joka estää ilmassan vaihtoa alempien leveysasteiden ilman kanssa. Stratosfäärin pilvet toimivat alustoina heterogeenisille reaktioille, jotka johtavat kloorin vapautumiseen varastoyhdisteistä (HCl, ClO-NO₂) ja typen oksidien sitoutumiseen typpihapoksi. Normaaliolosuhteissa typen oksidit sitovat vapaan kloorin kloorintraatiksi.

Jos polaaripyörre kestää koossa auringon valon saapumiseen asti (Etelämantereella syyskuu, pohjoisella pallonpuoliskolla maaliskuu), kloori tuhoaa katalyyttisesti otsonia. Tilanteen jatkessa viikkoja laaja otsonikato muodostuu, ja jopa kaikki otsoni tietyltä korkeusväliltä poistuu.

Pohjoisen pallonpuoliskon stratosfäärin tutkimuksissa on saatu selville, että keskitalvella esiintyy Etelämantereeseen kaltaista kloorin vapautumista siten, että polaaripyörteen sisällä ClO-pitoisuudet ovat olleet jopa satakertaisia ulkopuolisiin verrattuna. Kuitenkin pohjoisen pallonpuoliskon maa-merijakauma ja suuret vuoristot johtavat säähäiriöiden tuotantoon, ja pohjoinen polaaripyörre purkautuu tyypillisesti ennen auringon säteilyn paluuta alueelle. Esimerkiksi vuonna 1992 pohjoisella pallonpuoliskolla ei havaittu polaaripyörteen sisäpuolella otsonikatoa, vaikka alkuvuoden kokonaisotsonimäärät olivat ennätyksellisen alhaisia polaaripyörteen ulkopuolella.

7.3 Otsonin havaitut jakaumat ja muutokset

Sekä stratosfäärin että troposfäärin otsonin maailmanlaajuisissa jakaumissa on havaittu muutoksia, joiden arvioidaan johtuvan ihmistoiminnasta. Ilma-

kehän kokonaisotsonimäärää on havainnoitu yhtäjaksoisesti Euroopassa 1920-luvulta alkaen. Havainnointi on ollut maailmanlaajuisesti kattavaa 1950-luvulta alkaen, ja luotettavia satelliittihavaintoja on käytössä 1970-luvulta alkaen. Otsonia on luontaisesti eniten korkeilla leveysasteilla keväisin johtuen kuljetuksesta tropiikista kohti napoja ja otsonin pitkästä eliniästä. Otsonia on taas vähiten tropiikissa, missä otsonin luontainen valokemiallinen hajoaminen on tehokkainta.

Ilmakehän otsonimäärissä on havaittu selkeitä muutoksia 1980-luvulta alkaen liittyen stratosfäärin kloori- ja bromipitoisuuden kasvuun freoni- ja halonipäästöjen seurauksena. Voimakaimpia muutoksia on havaittu napaluilla. Etelämantereen otsonin luontainen kevätmaksimi on muuttunut kevätkäytännön voimakkaan otsonikadon seurauksena.

7.4 Auringon UV-säteilyyn vaikuttavat tekijät

Auringosta saapuu maan ilmakehään ultraviolettisäteilyä kolmella aallonpituusalueella: UV-C (200 - 280 nm), UV-B (280 - 315 nm) ja UV-A (315 - 400 nm). Näistä elolliselle elämälle tuhoisin, UV-C-säteily suodattuu jo ilmakehän ylä- ja keskiosissa ilmakehän hapen vaikutuksesta. Otsonin vaimentamaa elolliselle elämälle haitallista UV-B-säteilyä sen sijaan saapuu aina maanpinnalle saakka. Otsoni ei sen sijaan vaimenna muun muassa ihoa ruskettavaa UV-A-säteilyä.

Vaikka otsonin olemassaolo ilmakehässä on välttämätöntä biosfäärin UV-B säteilysuojan kannalta, myös muilla tekijöillä on tärkeä rooli UV-säteilyn vaihtelun selittäjänä. Auringon kulma on tärkein maantieteellisten, vuorokauden- ja vuodenaikaisen vaihtelujen selittäjä. Säteilyn ilmakehän UV-säteilyä vaimentavassa otsonissa kulkema matka vaihtelee sen mukaan, miten kohtisuorasti säteily kulkee ilmakehän läpi. Tästä johtuen UV-säteily on voimakkainta troop-

pisilla leveysasteilla ja heikointa talvinavalla. Sama selittää myös UV-säteilyn keskipäivän ja keskikesän maksimin.

Toinen tärkeä UV-säteilyyn vaikuttava tekijä on pilvisyys, joka vaimentaa säteilyä heijastusominaisuuksiensa ja siirontaa tehostavien ominaisuuksiensa kautta. Useita kilometrejä paksu sade- pilvi vaimentaa UV-säteilyä jopa yli 70 %. Vastaavasti sumu- tai cirruspilvisyyden vaikutus on varsin vähäinen. Aurin- gon paistaessa kahden pilven välistä maanpinnalle saapuva UV-säteily saat- taan olla jopa voimakkaampaa kuin pil- vettömässä tilanteessa. Tämä johtuu sä- teilyn heijastumisesta pilvien sivuosis- ta.

Maanpinnan laatu vaikuttaa UV- säteilyn voimakkuuteen. Lumipeite hei- jastaa jopa 90 % maapinnalle saapuvaa UV-säteilyä. Osa heijastuneesta sä- teilystä siroaa ilmamolekyyleistä ja hiuk- kasista tehostaen vaakapinnalle saa- puvaa UV-säteilyä 10 - 30 % olosuhteis- ta riippuen. Vastaavasti pystypinnalle, kuten seisovan ihmisen kasvoille, saa- puvan UV-säteilyn voimakkuus saat- taan voimistua jopa kaksinkertaiseksi lu- mettomiin olosuhteisiin verrattuna. Oi- reena tästä saattaa olla lumisokeus ja ihon nopea punehtuminen erityisesti myöhäiskevällä avoimissa lumi-jääolo- suhteissa oleskeltaessa.

Ilmakehän hiukkaset vaimentavat UV-säteilyä hiukkasmäärästä riippuen. Aavikoilta nouseva hiekkapöly, metsä- palot, biomassan poltto sekä ihmispä- räisiä rikki- ja typpipäästöjä seuraava hiukkasten muodostus vaikuttavat maanpinnalle saapuvaa UV-säteilyä vai- mentavasti. Äärimmäisissä olosuhteissa vaimennus voi olla jopa kymmeniä pro- sentteja, mutta esimerkiksi tyypillisis- sä Suomessa vallitsevissa olosuhteissa vain muutamia prosentteja.

Ilmakehän otsonin vähenemisen on havaittu voimistaneen UV-säteilyä maailmanlaajuisesti. Erityisenä syynä tä- hän on stratosfäärin otsonin vähenemi- nen. Ilmakehän otsonista noin 10 % si- jaitsee troposfäärissä eli alailmakehäs- sä. Alailmakehän otsonin UV-säteilyn vaimennuskyky on kuitenkin tätä pro- senttiosuutta suurempi johtuen siron-

nan kasvusta alailmakehän hiukkasten ja kaasumolekyylien ylempää ilmake- hää suuremman määrän vuoksi.

Maanpinnan korkeus vaikuttaa UV-säteilyyn siten, että vuoristoalueil- la ohuempi ilmakehä johtaa muita alu- eita voimakkaampaan säteilyyn. Niin- pä maailman suurimmat UV-annokset saadaan trooppisilla vuoristoalueilla. Myös maanpinnan kaltevuus vaikuttaa pysty- ja vaakapintojen UV-säteilyn voimakkuuteen aurinko-pintageomet- riasta riippuen.

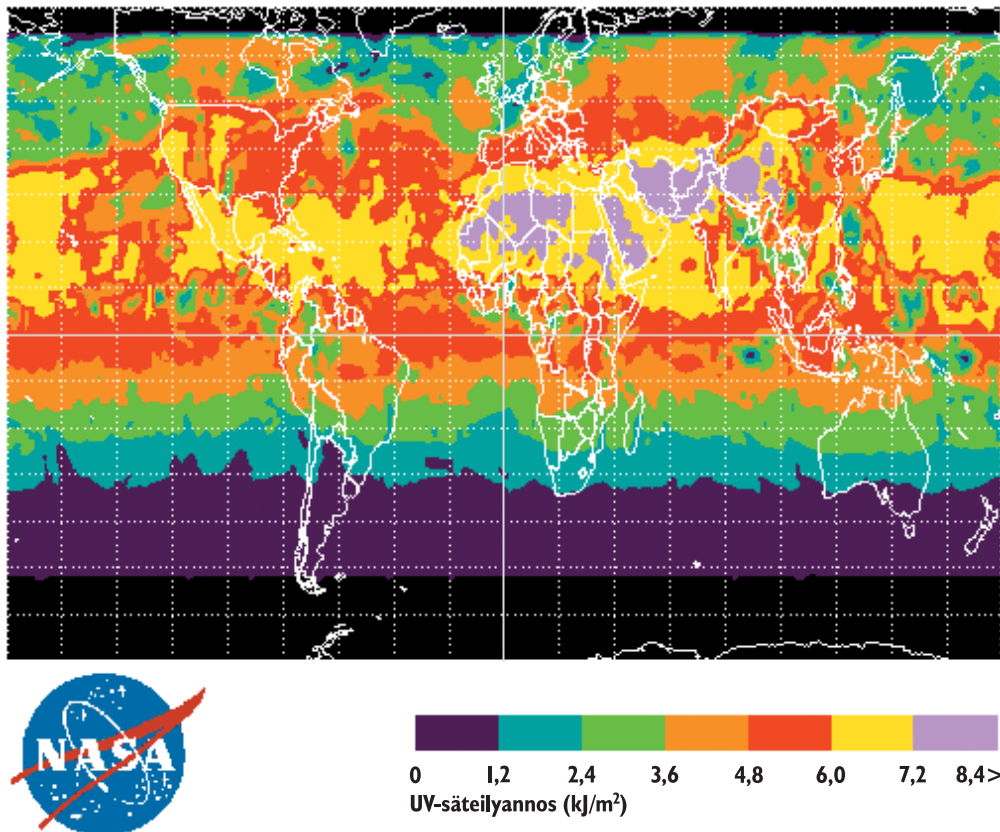
Säteilyn kulku ilmakehässä on monimutkainen prosessi sisältäen vai- menemista, heijastusta ja siroamista. Karkeasti voidaan sanoa, että noin puo- let maanpinnalle saapuvasta ultravio- lettisäteilystä on niin sanottua suoraa auringon säteilyä. Ilmakehän ylärajalle saapuva säteily siroaa ilmakehään tul- tuaan hiukkasten ja kaasumolekyylien vaikutuksesta. Siroaminen tehostuu sitä enemmän, mitä alemmas ilmakehässä säteily etenee. Niinpä noin 50 % maan- pinnalle saapuneesta auringon säteilystä onkin niin sanottua hajasäteilyä. Sik- si vaikkapa aurinkovarjo vaimentaa UV- säteilyä sen suoran komponentin, ha- jasäteilyn vaikuttaessa edelleen.

UV-säteilyn käyttäytymistä ilma- kehässä kyetään simuloimaan varsin hy- vin niin sanotuilla säteilyn kuljetusmal- leilla.

7.5 UV-säteilyn globaali jakauma ja muutokset

Kuvassa 7.4 on esimerkki UV-säteilyn globaalista jakaumasta heinäkuussa. Kuvasta nähdään, että säteily voimistuu kohti päiväntasaajaa mentäessä. Tämä johtuu auringon säteilyn kohtisuorasta kulmasta maahan nähden. Korkeammil- le leveysasteille mentäessä säteily vai- menee huomattavasti. Suomen leveys- asteilla vuotuinen säteilyannos on noin kolmannes tropiikin vastaavasta. Tämä johtuu auringon kulman lisäksi tropii- kin otsonikerroksen ohuudesta. Pilvi- syys ja vuoristoisuus säätelevät muuta kuvassa näkyvää vaihtelua. Säteily on

Eryteema painotettu UV-säteily Earth Prope TOMS-satelliitilla mitattuna 3.7.2002



Kuva 7.4. UV-säteilyn globaali jakauma heinäkuussa NASAn TOMS-havainnoista laskettuna. Säteily on voimakkainta tropiikissa auringon korkeuskulmasta ja otsonikerroksen luontaisesta ohuudesta johtuen. Laskennassa on huomioitu otsonin määrä, pilvisuus, ilmakehän hiukkaset, maanpinnan korkeus ja maanpinnan heijastavuus.

maailmanlaajuisesti voimakkainta alhaisilla leveysasteilla sijaitsevilla vuoristoalueilla, kuten Tiibetin ylängöllä.

UV-säteilyn pitkäaikaismuutoksia voidaan arvioida suorilla UV-mittauksilla, satelliittimenetelmillä sekä säteilynkuljetusmalleilla käyttäen meteorologisia havaintoja lähtötietoina. Vanhoille UV-säteilymittauksille on ominaista suuret virhemarginaalit, mistä johtuen tämänhetkiset pitkäaikaisarviot UV-säteilyn maailmanlaajuisista muutoksista pohjautuvat satelliitti- ja mallitusmenetelmien hyväksikäyttöön. Näiden mukaan UV-säteilyn arvioidaan voimistuneen maailmanlaajuisesti viimeisten 20 vuoden aikana erityisesti otsonikadon vuoksi. Suurimpia muutoksia on havaittu Etelämantereella ja Suomen leveysasteilla pohjoisella pallonpuoliskolla. Etelämantereella UV-säteily on 1990-luvulla ollut tyypillisesti keväisin kesää

voimakkaampaa. UV-säteily saavuttaa voimakkaan otsonikadon vuoksi keväisin jopa subtrooppisia tasoja. Suomessa on arvioitu UV-säteilyn voimistuneen keväisin noin 25 %, ja vuositasolla noin 15 - 20 % sitten 1970-luvun.

7.6 Arvioita tulevasta kehityksestä

Stratosfäärin otsonitilanteen tulevasta kehityksestä voidaan tehdä suuntaa-antavia arvioita käyttäen ilmakehän meteorologista ja kemiallista käyttäytymistä kuvaavia tietokonemalleja sekä arvioita ilmastoon ja kemiaan vaikuttavien kaasujen pitoisuuksista ilmakehässä. Arvioiden oikeellisuuden edellytyksenä on, että nykyiset ilmakehän kemiallisen ja meteorologisen käyttäyty-

misen teorialat ovat luotettavia. Teoreettisesti täysin odottamatta havaittu Etelämantereen otsonikato on eräs esimerkki yllätysten mahdollisuudesta.

Pitkän aikavälin otsoniarviota tehtäessä on otettava huomioon sekä stratosfäärin kemialliset muutokset että ilmastoon muuttuminen. Olemassa olevien tietokoneiden kapasiteetti ei valitettavasti riitä parhaiden ilmasto-ilmakemiamallien yhdistetyn laskennan suorittamiseen. Laskentaa suoritettaessa joudutaan joko tinkimään kuvattujen prosessien yksityiskohtaisuudesta tai laskettujen ennustejaksojen pituudesta.

7.6.1 Freonien ja halonien vaikutus

Kuten reaktioissa 6 - 8 kävi ilmi, ilmakehässä olevat kaasumaiset kloori ja bromi voivat vaikuttaa otsonia tuhoavasti. Näiden yhdisteiden pitoisuus ilmakehässä on moninkertaistunut 1960-luvulta alkaen johtuen muun muassa freoni- ja haloniyhdisteiden käytön alkamisesta. Nämä yhdisteet ovat olleet erittäin käyttökelpoisia esimerkiksi monissa teollisuusprosesseissa, koska ne ovat olleet vaarattomia työntekijöille. Freoni- ja haloniyhdisteiden kyky tehostaa otsonin tuhoutumista keksittiin teoreettisesti 1970-luvulla.

Itse päästö- ja tuotantorajoituksiin ryhdyttiin kuitenkin vasta dramaattisen Etelämantereen otsonikadon havaitsemisen jälkeen. Montrealissa solmittiin vuonna 1988 kansainvälinen sopimus klooria ja bromia sisältävien aineiden valmistuksen vähentämiseksi. Sitten sopimusta on tiukennettu mm. Lontoon ja Kööpenhaminan lisäpöytäkirjojen avulla (kuva 7.5). Hyvinvointivaltioiden em. yhdisteiden tuotanto lopetettiin vuonna 1995, ja muille maille on annettu siirtymäaikaa aina vuoteen 2015 asti. Edelleenkin neuvotellaan muun muassa otsonille vähemmän haitallisten metyylibromidin ja ns. HCFC-yhdisteiden päästörajoituksista. Kaiken kaikkiaan Montrealin sopimusta voidaan pitää kansainvälisen ympäristön-

suojelun menestystarinana. Sopimuksen syntyyn vaikutti ratkaisevasti Etelämantereen dramaattinen otsonikato.

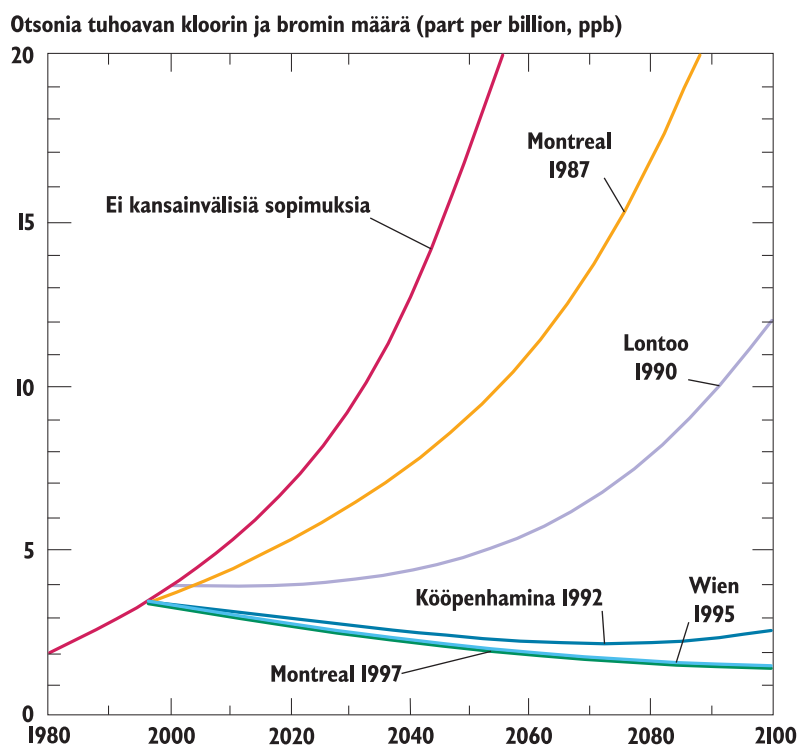
Montrealin sopimuksesta huolimatta napa-alueiden otsonikatoilmiön odotetaan esiintyvän vielä noin 50 vuoden ajan. Tämä johtuu klooria ja bromia sisältävien yhdisteiden pitkistä viipymäajoista ilmakehässä (tyypillisesti vuosikymmeniä). Aikatauluun vaikuttaa myös yhdisteiden käyttöä säätelevien sopimusten noudattaminen. Esimerkiksi eräät entisen itäblokin maat ovat jatkaneet freoni- ja halonituotantoaan solmimistaan sopimuksista huolimatta. Samoin on tullut ilmi freonien salakuljetustapauksia Meksikosta USA:han sekä Venäjältä EU:n alueelle.

7.6.2 Stratosfäärin ilmastomuutos

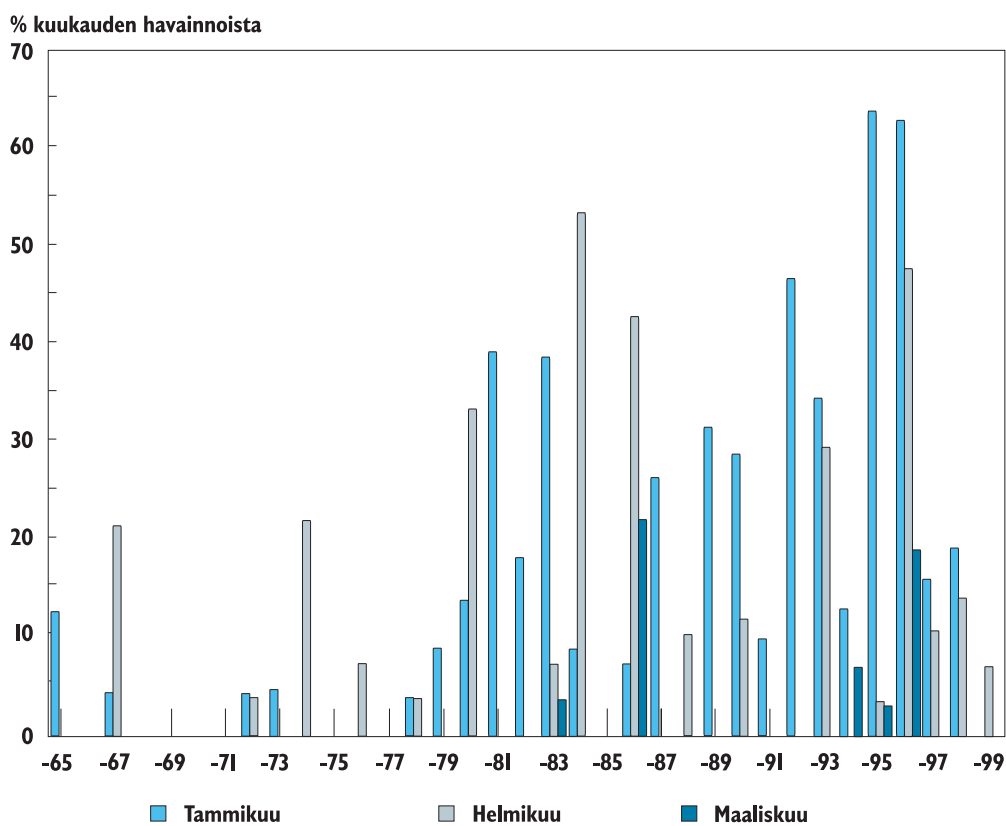
Kuten luvusta 7.2 kävi ilmi, säätelijät vaikuttavat ratkaisevasti otsonikadolle suotuisten olosuhteiden syntyyn. Ertisen tärkeitä ovat polaaripyörteen lämpötilaan ja kevaiseen keston vaikuttavat tekijät (esim. kuva 7.6). Tärkeimmän ilmastoa muuttavan kaasun, hiilidioksidin lisääntyminen ilmakehässä johtaa alailmakehän lämpenemiseen, mutta toisaalta jäähdyttää stratosfääriä. Talvi-kevätstratosfäärin jäähdytminen johtaa polaaripilvien lisääntymiseen erityisesti pohjoisella napa-alueella. Eräillä ilmakehän globaalia toimintaa kuvaavilla malleilla tehdyt kokeet osoittavat, että ilmakehän hiilidioksidimäärän kasvu tulee johtamaan erityisesti pohjoisen pallonpuoliskon otsonikatoa säätelevän polaaripyörteen jäähdytymiseen ja keväisen eliniän piteneemiseen.

7.6.3 Otsonikato tulevana vuosikymmeninä

Kuten edellä esitetystä käy ilmi, sekä freoni- ja halonipäästöt että stratosfäärin ilmasto säätelevät otsonikadon voimakkuutta. Etelämantereelle polaar-

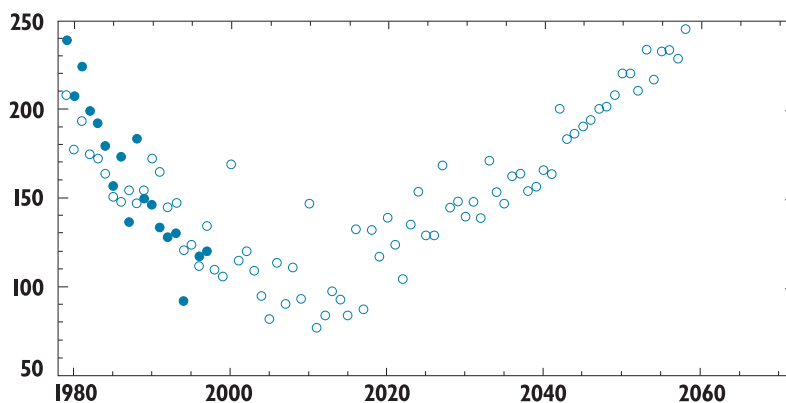


Kuva 7.5. Arvio stratosfäärin klooripitoisuuden tulevasta kehityksestä erilaiset freonipäästörajoitukset huomioiden.

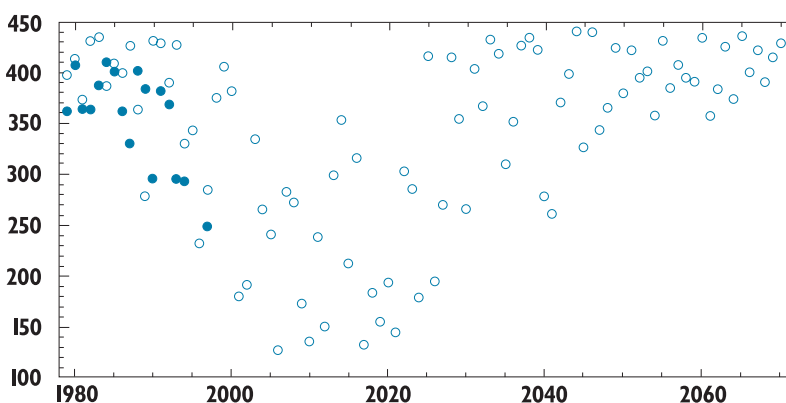


Kuva 7.6. Stratosfäärin ilmastomuutos Sodankylässä. Otsonikadon mahdollistavien kylmien lämpötilojen määrä on kasvanut.

Antarktisen alueen otsoniminimi (DU)



Arktisen alueen otsoniminimi (DU)



Kuva 7.7. NASA:n tekemä arvio kevätkauden otsoniminimin tulevast kehityksestä, kun sekä ilmastonmuutos että freonien vaikutus otsonin kemiaan on otettu huomioon. Pisteet kuvaavat havaintoja ja ympyrät mallilaskelmia. Kuvasta nähdään, että otsonikato voi tulevina vuosina vielä voimistua tähän mennessä havaitusta aina 2020-luvulle asti.

pyörre on tyypillisesti joka vuosi riittävän kylmä stratosfäärin pilvien synnylle, ja kloori pääsee aktivoitumaan otsonia tuhoavaan muotoon maksimaalisesti. Sen sijaan pohjoinen polaaripyörre on eteläistä selvästi lämpimämpi ja aiemmin purkautuva, mistä johtuen arktinen otsonikato on ollut Etelämanterta selvästi vähäisempi.

Stratosfäärin kloori- ja bromipitoisuuden oletetaan olevan noin seuraavan 20 vuoden ajan huomattavan korkea, jonka jälkeen pitoisuuksien oletetaan hitaasti laskevan noin vuoteen 2050 mennessä 1980-luvun alun tasolle, jolloin otsonikato olisi vähäisempää. Toisaalta erityisesti ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden odotetaan muuttavan Arktista stratosfääriä otsonikatoa paremmin suosiaksi. Tästä johtuen erityisesti Suomen yläpuolinen otsonikato saattaa joiakin tulevina vuosina olla vielä tähän mennessä havaittua voimakkaampaa. NASA:n laskelmien mukaan otsonikato saattaisi pahentua aina 2020-luvulle asti,

minkä jälkeen tilanteen hidas paraneminen olisi mahdollista. Otsonin kevätminimin kehitystä on arvioitu kuvassa 7.7. Laskelmassa on otettu huomioon sekä odotettavissa oleva ilmastonmuutos että freonien vaikutus stratosfäärin kemiaan.

7.6.4 Arvioita UV-säteilyn tulevasta kehityksestä

Mikäli edellä esitetty NASA:n arvio otsonin tulevasta kehityksestä osoittautuu oikeaksi, UV-säteilyn keväinen voimistuminen saattaisi olla huomattavaa. Ilmatieteen laitos on arvioinut em. otsonikadon, pilvisyyden, maanpinnan heijastavuuden ja ilmakehän hiukkaset huomioiden, että kevätkauden UV-säteily saattaisi jopa kaksinkertaistua Suomessa 1980-lukuun verrattuna 2010 - 2020, ja vielä 2040 - 2050 keväinen UV-säteily olisi noin 30 % voimakkaampaa.

Ilmastonmuutos arktisella alueella

(Heikki Tuomenvirta)

Ilmastomallien tulosten perusteella on arvioitu, että ilmastomuutos saattaa ilmetä arktisella alueella muuta maapalloa voimakkaammin. Tässä katsauksessa tarkastellaan alan kirjallisuuteen perustuen seuraavia kysymyksiä: millaisia ilmastovaihteluja arktisella alueella on havaittu, ja miten ilmasto tullee mallien mukaan muuttumaan?

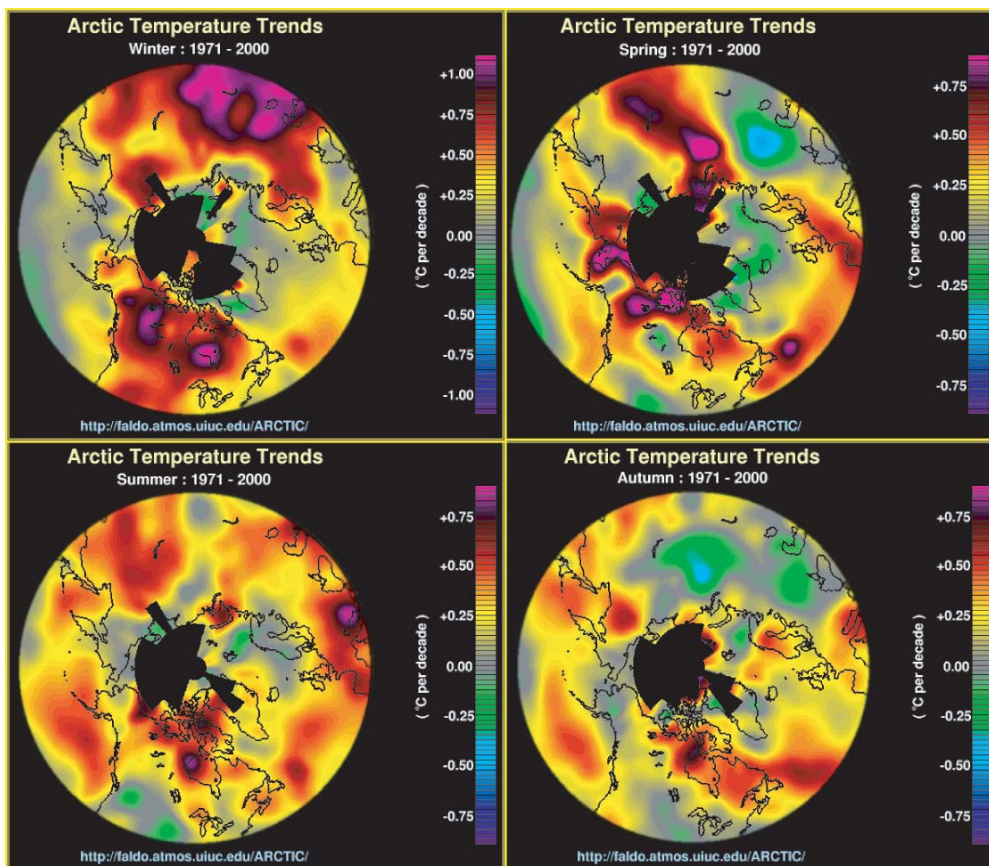
7.7 Havaittuja ilmaston vaihteluja ja trendejä

Viimeisen kolmenkymmenen vuoden aikana pohjoiset alueet ovat lämmenneet (kuva 7.8). Lämpötilan kohoaminen ei ole ollut yhtenäistä eikä tasaista. Voimakkainta lämpeneminen on ollut Euroasian pohjoisosissa ja Pohjois-Amerikan luoteisosissa. Harvat havainnot

Jäämereltä osoittavat myös lämpenemistä. Toisaalta löytyy alueita, joilla on havaittu viilenemistä kuten esimerkiksi Grönlannin länsiosissa.

Viime vuosikymmeninä Arktisten merien jääpeitteen laajuus on pienentynyt, voimakkaimmin kesällä. Myös merijään ohenemisesta on raportoitu. Havainnot sopivat yhteen ilman lämpenemisen kanssa. Suurelta osin lämpenemisen ja jään vähenemisen syynä ovat olleet muutokset ilmakehän virtauksissa. Samasta syystä sademäärät ovat olleet kasvussa pohjoisilla leveysasteilla.

Muutoksen talvipuoliskolla vuot-
ta on suurelta osin aiheuttanut arktisen
värähtelyn (Arctic Oscillation, AO) jää-
minen enimmäkseen positiiviseen vai-
heeseen, jossa napa-alueilla vallitsee
normaalia alhaisempi ilmanpaine ja vas-
taavasti keskileveysasteiden korkea-
paineet ovat normaalia voimakkaampia.



Kuva 7.8. Lämpötilan trendit jaksolle 1971 - 2000 ($^{\circ}\text{C}/10$ vuotta): (vasen ylin) joulutammikuu, (oikea ylin) maaliskuuhuhtikuu, (vasen alin) kesäheinäelokuu, (oikea alin) syysloka-marraskuu.

Arktisen värähtelyn negatiivisessa vaiheessa ilmakehän massan jakaumassa ilmenee päinvastainen poikkeama. Heilahtelu on osa ilmakehän luontaista vaihtelua. Atlantin puolella pallonpuoliskoa vastaavaa ilmakehän vaihtelua kutsutaan Pohjois-Atlantin värähtelyksi (North Atlantic Oscillation, NAO). Sen vaikutukset ulottuvat Pohjois-Amerikan itäosista aina Siperiaan asti. Ilmamassat vaihtelevat keskileveysasteiden korkeapaineen ("Azorien korkea") ja korkeiden leveysasteiden matalapaineen ("Islannin matala") välillä. Pohjois-Atlantin värähtelyn ollessa positiivisessa vaiheessa on keskileveysasteiden korkeapaine normaalia voimakkaampi ja Islannin tienoilla oleva matalapaineen keskus on syvä. Tästä seuraa voimakkaita länsivirtauksia, jotka syöttävät lämmintä ja kosteaa ilmaa Atlantilta. NAO- ja AO-indeksien aikasarjat ovat hyvin samankaltaisia. Pitkä aikasarja Pohjois-Atlantin värähtelyn voimakkuudesta voidaan muodostaa Gibbaltarin ja Islannin ilmanpaineista.

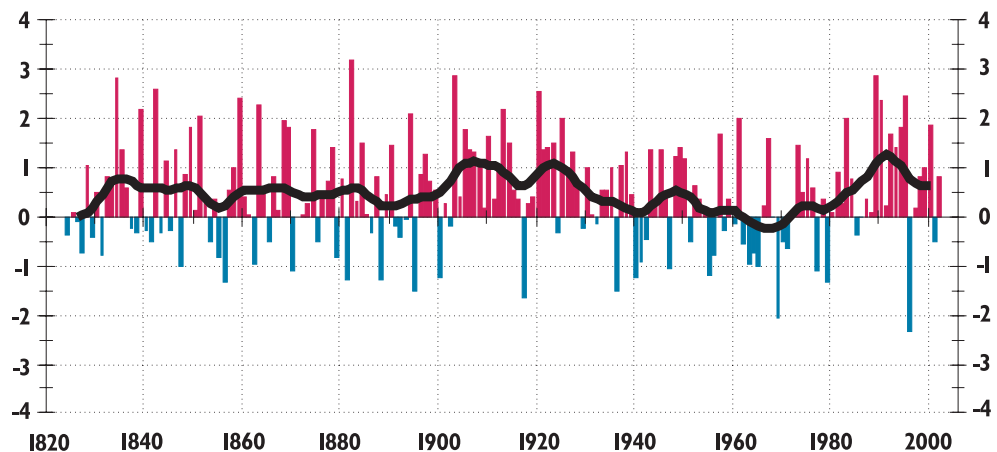
Kuvassa 7.9 näkyy, että Pohjois-Atlantin värähtelyn positiivinen vaihe on ollut vallitseva viime vuosikymmeninä, mutta vastaavia jaksoja löytyy myös 1900-luvun alkupuolelta. Samaten lämpimiä jaksoja on mitattu napa-alueilla aiemminkin, esimerkiksi 1930-luvulla. Epäsuorat ilmastohavainnot (esim. jäätikkökairaukset) osoittavat, että napa-alueen ilmasto vaihtelee suuresti vuosikymmenten ja -satojen välillä.

Arktisella alueella vaikuttaa keväällä ja kesällä voimakas takaisinkytkentä lämpenemisen sekä lumen ja jään vähenemisestä seuraavan albedon pienenemisen kautta. Lumeton/jäätön maan-/merenpinta pystyy sitomaan enemmän auringon energiaa kuin lumi-/jääpinta. Tämä kytkentä saattaa osittain vaikuttaa havaittujen pohjoisten alueiden trendien taustalla.

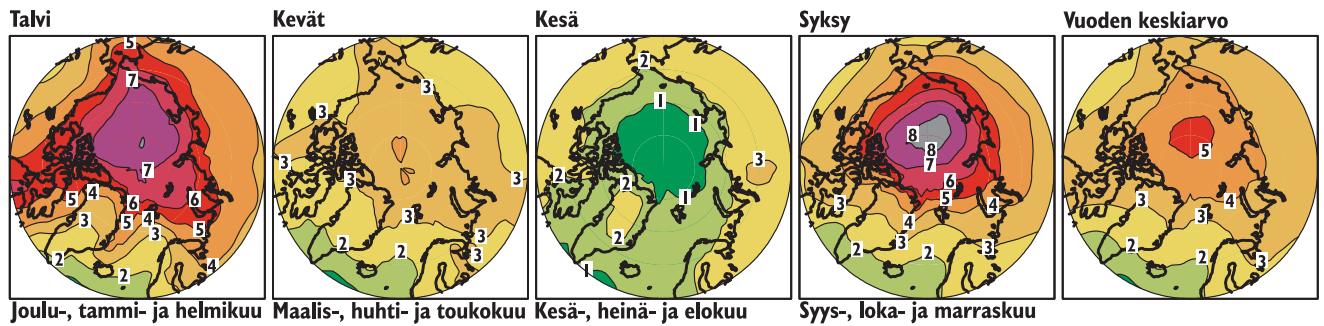
7.8 Ilmastomallien tuloksia

Yleisen kiertoliikkeen ilmastomallit yleensä kuvaavat melko hyvin arktisen värähtelyn ja niissä on mukana mm. lämpenemisen ja lumipeitteen häviämisen takaisinkytkentä. Onkin mielenkiintoista tarkastella arktisia alueita ilmastomallikokeissa, joissa ilmakehän kasvihuonekaasupitoisuutta kohotetaan.

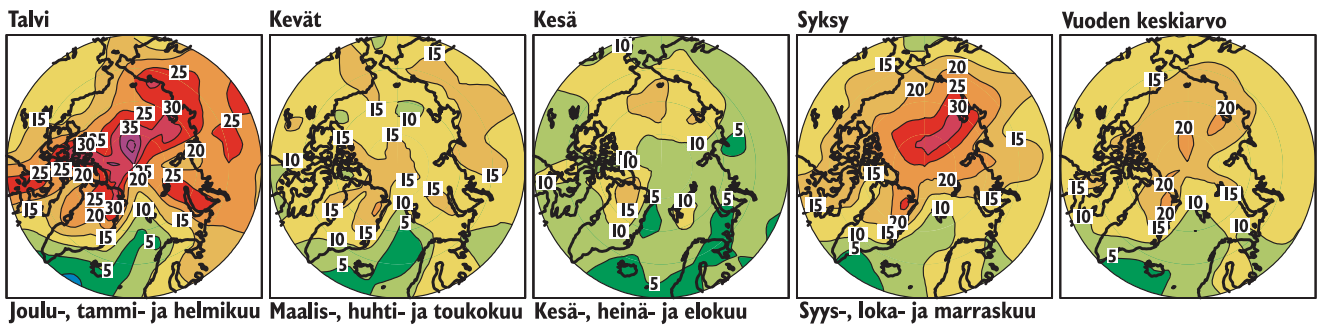
CMIP2-hankkeessa (Coupled Model Intercomparison Project 2) tehtiin mallikoe, jossa ilmakehän hiilidioksidipitoisuus kaksinkertaistui 70:ssä vuodessa. Vertaamalla 20 vuoden jaksoa CO₂-pitoisuuden kaksinkertaistumisen ympärillä nykyilmaston malliajoon saadaan arvio, miten CO₂-pitoisuuden lisäys muuttaa ilmastoa. Koe on yksinkertaistettu eikä ota huomioon esimerkiksi ilmakehän hiukkaspitoisuuden kasvua. Samaten CO₂-pitoisuuden lisäys on idealisoitu eikä seuraa uusimpia päästöskenaarioita (Special Report on Emission Scenarios, SRES).



Kuva 7.9. Joulu-maaliskuun NAO-indeksi vuosina 1822 - 2002.



Kuva 7.10. Lämpötilan muutos (°C) 19 mallin keskiarvossa hiilidioksidin kaksinkertaistumisen aikaan (Räisänen 2001).



Kuva 7.11. Sademäärän muutos (%) 19 mallin keskiarvossa hiilidioksidin kaksinkertaistumisen aikaan (Räisänen 2001).

Kuvissa 7.10 ja 7.11 nähdään lämpötilan ja sademäärän muutosten keskiarvo 19:n ilmastomallin kokeesta. Vuoden keskilämpötila kohoaa (3,4 °C) leveyspiirin 60°N pohjoispuolella noin kaksi kertaa enemmän kuin maapallolla keskimäärin. Lämpötilan nousu on suurinta talvisin ja pienintä kesäisin, jolloin Jäämeren keskellä sulava jää pitää lämpötilan lähellä nollaa sekä nykyilmastossa että ilmastomuutosajossa. Lämpötilan kohoaminen lisää ilmakehän kykyä siirtää kosteutta kohti napa-alueita. Vuotuinen sademäärä lisääntyy napa-alueilla 10 - 20% ja Pohjois-Atlantilla hieman vähemmän. Tarkasteltavan alueen (>60°N) keskiarvo on 11 %. Sademäärän kasvu on voimakkainta talvella ja pienintä kesällä.

Ilmastomuutokset vaihtelevat mallista toiseen. Arktisen alueen (>60°N) suurimman ja pienimmän vuosikeskilämpötilan muutoksen erotus on noin viisi astetta. Sademäärässä erotus on noin 20 %. Myös muutoksen alueellisissa jakaumissa on eroja. Arktisen alueen ilmastomuutoksen arvioihin liittyy siis merkittävä epätarkkuus. Samat ilmastomallit ovat yksimielisempiä esimerkiksi lämpenemisen suuruudesta tropi-

kissa kuin arktisella alueella. Vaikka "ennustettu" lämpötilan muutos onkin suuri pohjoisille alueille, niin ilmaston suuri luontainen vaihtelu ja suuret erot mallien välillä tekevät muutoksen todentamisen vaikeaksi. Sademäärän osalta taas pohjoiset leveysasteet ovat niitä harvoja alueita, joilla ilmastomallit ovat melko yksimielisiä sademäärän muutoksista. Voimistunut hydrologinen kierto lisää mallien mukaan sateita juuri pohjoisessa.

Ilmastomallit ovat yksinkertaisuuksia koko ilmastojärjestelmästä. Erot mallien välillä johtuvat ilmaston suuren luontaisen vaihtelun lisäksi myös malleissa yhä piilevistä virheistä. Arktisen alueen ilmastoprosessien (esim. ilmakehän, merien ja maa-alueiden kytkentöjen kuvaamisessa jää- ja lumipeitteen läsnäollessa) mallittamisessa on puutteita ja ne synnyttävät suuriakin eroja ilmastomallikokeisiin. Mallit kuvaavat myös ilmakehän virtauksien muutoksia vaihtelevasti. Joissakin malleissa ilmakehä siirtyy pysyvämmiin positiiviseen arktisen värähtelyn vaiheeseen kasvihuonekaasupitoisuuden kasvaessa. Tässäkin tulokset vaihtelevat mallista toiseen.



Kasvihuonekaasut Lapissa

8.1 Johdanto

Arktiset ja subarktiset kasvillisuusvyöhykkeet ovat erittäin herkkiä ilmaston vaihteluille erityisesti lämpöolojen määrätessä tiukat reunaehdot biosfäärin toiminnalle. Lyhyen kesän aikana kasvu on intensiivistä. Kylmän ilmaston ja maaperän runsaan kosteuden vuoksi orgaanisen aineen hajoaminen on hidasta. Pohjoisille ekosysteemeille onkin tyypillistä se, että kasvillisuuden maanpäällinen hiilivarasto on pieni suhteessa maaperän hiilivarastoon. Soiden yleisyys korostaa tätä piirrettä. Borealiset ja arktiset suo ovat eräs maailman suurimmista hiilivarastoista.

Ilmastomallilaskelmiin perustuva arvio on, että kasvihuonekaasujen pitoisuuksien lisääntymisestä seuraava ilmaston lämpiäminen on suurinta pohjoisilla, suurilla mantereellisilla alueilla kuten Siperiassa, Alaskassa ja Kanadassa, missä havaintojen mukaan ilmasto on lämmennyt (IPCC 2001). Ekosysteemien hiilitaseiden kannalta lämpiämisestä seuraa voimistunut hiilidioksidin vuo ilmakehään maaperän orgaanisen aineen hajoamisen nopeutuessa. Kasvit hyötyvät pidentyneestä kasvukaudesta, korkeammista lämpötiloista ja orgaanisen aineen nopeutuneesta hajoamisesta seuraavasta ravinteiden vapautumisesta maaperään. Oechelin ym. (1993) mukaan eräiden Alaskan ekosysteemien hiilitase kääntyi nielusta lähteeksi ilmaston lämmitessä varsinkin 1980-luvulla ja ikiroudan sulaessa paikoin. Myöhemmässä vaiheessa kasvillisuus pystyi hyödyntämään lisääntyntä lämpöä ja nettohiilitase kääntyi 1990-luvulla tutkituilla paikoilla jälleen ekosysteemin kannalta positiiviseksi (Oechel ym. 2000).

Skandinavian pohjoisosissa puurajan sijainti ja puurajavyöhykkeen lajisto ovat vaihdelleet lämpöolojen muuttuessa vuosituhansien myötä. Mäntymetsät ovat olleet vallitsevampia lämpimien jaksojen aikana (Seppä 1996). Nykyisen suhteellisen viileän jakson aikana tunturikoivut muodostavat puurajavyöhykkeen boreaalisten metsien ja alppiinisen tundran välillä. Viimeisen sadan vuoden aikana Pohjois-Suomessa 1930-luvulla on ollut varsin lämmin, mikä havaitaan esimerkiksi puurajan etenemisenä. Myös 1990-luvulla Ruotsin tuntureilla puuraja on edennyt lämpimien talvien ja kesien myötä (Kullman 2001). Pohjois-Suomessa 1990-luku on ollut lämpimämpi kuin ilmastollinen kausi 1961 - 1990 mutta viileämpi kuin jakso 1931 - 1960.

Koko ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden vaikuttavat tekijät tunnetaan kohtalaisen hyvin. Fossiilisista polttoaineista ja sementintuotannosta ilmakehään tulee vuodessa noin 6,3 PgC vastaava hiilidioksidimäärä. Ilmakehän kaasupitoisuuden vuosittainen kasvu vastaa 3,2 PgC hiilimäärää. Erotus, noin 3,1 PgC, varastoituu meriin (1,7 PgC) ja kasvillisuuteen maa-alueilla (1,4 PgC). Maa-kasvillisuuden hiilitaseisiin vaikuttavat erityisesti maankäytön muutokset, kuten metsien kaskeaminen tropiikissa, joka on lähde ilmakehään, ja maanviljelyn käytöstä poistuvat metsitetyt alueet, jotka ovat hiilen nettonieluja. Biosfäärin hiilinielua kiihdyttävät typpilaskeuma ja hiilidioksidipitoisuuden kasvu, jotka toimivat kasveille lannoitteina. Toisin kuin globaalisti, alueelliset ja eri ekosysteemien hiilitaseet ja niihin vaikuttavat tekijät tunnetaan paljon heikommin.

Tässä kirjoituksessa esitellään hiilidioksidin pitoisuuden seuranta Lapissa sekä mikrometeorologisilla menetelmillä tehtyjä tutkimuksia ekosysteemin ja ilmakehän hiilidioksidin vaihdosta. Tutkimusten tavoitteet seuraavat pitkälti Kioton ilmastopimusta. Sopimuksen osapuolten tulisi tuntea ilmakehän koostumuksen muutos ja kuinka suuria hiilen nieluja tai lähteitä biosfäärin eri osat ovat sekä se kuinka ihmisen toiminta niihin vaikuttaa. Pohjoisten ekosysteemien herkkyyys ympäristömuutoksille antaa erityistä painoa Lapissa tehtäville tutkimuksille.

8.2 Hiilidioksidin pitoisuus ilmakehässä

Tarkkoja hiilidioksidin ilmapitoisuuden havaintoja ja ilmakehämalleja yhdistämällä voidaan laskea hiilidioksidin lähteitä ja nieluja suuressa skaalassa. Mittausten tulee olla mahdollisimman tarkkoja ja verkon asemien havainnot keskenään kalibroituja. Osana globaalia Maailman ilmatieteen järjestön (WMO) ilmakehän koostumuksen seurantaohjelmaa (Global Atmosphere Watch, GAW) Ilmatieteen laitos ylläpitää Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa hiilidioksidin pitoisuutta seuraavaa mittausasemaa. Mittauspaikka on valittu siten, että havaintoihin vaikuttavia lählähteitä olisi mahdollisimman vähän.

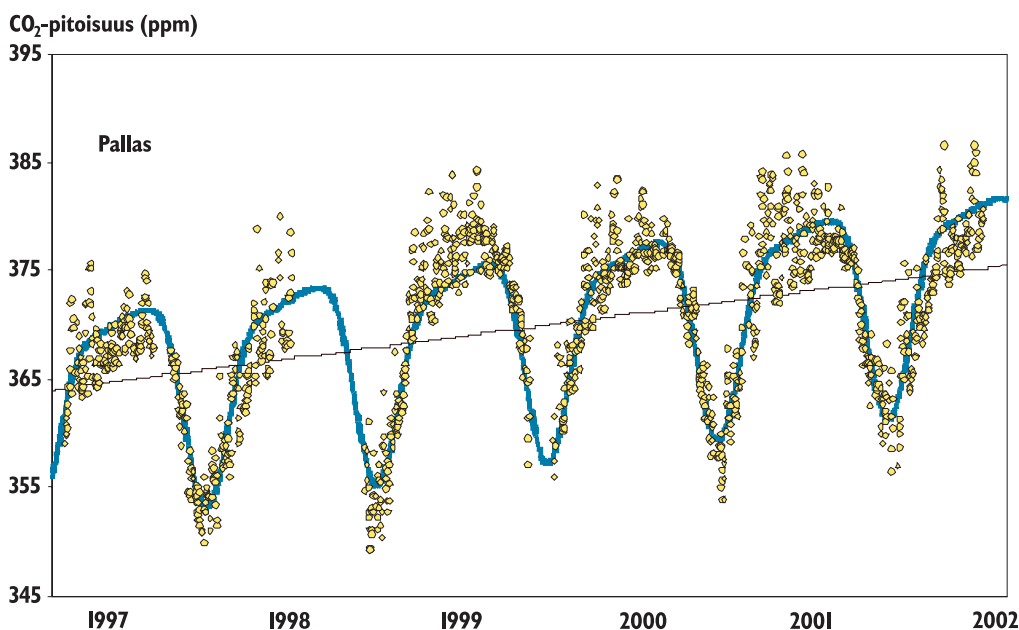
Koko maapallon kattavan verkon havainnoista tunnetaan hiilidioksidipitoisuuden keskimääräinen kasvu varsin hyvin. Kasvussa on kuitenkin suurta ajallista ja paikallista vaihtelua (Conway ym. 1994, Keeling 1995). Pitoisuuden nousuun vaikuttavien antropogeenisten ja luonnollisten lähteiden ja nielujen selvittäminen vaatii CO₂-pitoisuuden jatkuvaa seuranta. Jotta kasvutrendi ja hiilitase pystyttäisiin määrittämään niin maailmanlaajuisella kuin alueellisella tasolla tarvitaan mittausverkko, johon kuuluu troposfääri-ilman kannalta edustavia asemia merellisissä ja mantereisissa paikoissa koko maapallon kattavasti. Johdannossa esitetty il-

makehän hiilidioksiditase perustuu suurimmalta osin näihin ilmapitoisuusmitauksiin.

CO₂-pitoisuudessa on havaittavissa selkeä vuosittainen sykli (kuva 8.1). Pitoisuus laskee kevään aikana heinäkuun alkuun asti, ja alkaa nousta taas syyskuussa. Maksimin ja minimin välinen ero on noin 19 ppm (miljoonasosaa). Tällainen vaihtelu on tyypillistä kaukana antropogeenisistä päästölähteistä sijaitseville mantereisille asemille. Selkeä päivittäinen sykli on havaittavissa kesäkuusta syyskuuhun. Heinä-elokuussa päivittäisen maksimin ja minimin välinen vaihtelu on noin 5 ppm. Useita vuosia jatkuneisiin pitoisuushavaintoihin voidaan sovittaa oskilloiva käyrä, joka sisältää myös lineaarisen osan. Lineaarista osasta voidaan määrittää keskimääräinen kasvutrendi. Vuodet 1996 - 2001 kattavan aineiston mukaan CO₂-pitoisuuden keskimääräinen kasvu Pallaksella on 2,0 ppm vuodessa.

CO₂-pitoisuuden vaihtelu Pallaksella aiheutuu meteorologisista ilmiöistä, maa- ja merieliöstön kaasunvaihdosta sekä antropogeenisistä päästöistä. Vaikka Pallas ei sijaitsekaan rannikolla, Pohjois-Atlantin, Jäämeren ja Itämeren vaikutukset pitoisuuteen ovat mahdollisia hiilidioksidin pitkän eliniän vuoksi. Kesällä meri toimii hiilinieluna kasviplanktonin aktiivisuuden sekä pohjoiseen kulkeutuvan veden viilenemisen ja siitä aiheutuvan CO₂:n liukoisuuden muutoksen vuoksi. Pallaksen välitön ympäristö kuuluu kuitenkin Skandinaviaan ja Venäjälle ulottuvaan boreaalisen kasvillisuuden vyöhykkeeseen, josta aiheutuu voimakas fotosynteettinen hiilinielu kesäpäivisin ja kasvi- ja maa-hengityksestä, respiraatiosta, alkunsa saava CO₂-lähde öisin ja talviaikaan. Pallaksen lähiympäristön antropogeenisten päästöjen vaikutus on lähes merkityksetöntä verrattuna CO₂-pitoisuuden luontaiseen vaihteluun.

Pallakselle saapuvien ilmavirtausten kulkeutumisreittien perusteella on määritetty alueet, joilta ilmamassoja tulee eniten Pallaksen alueelle, ja jotka siten vaikuttavat eniten Pallaksen ilma-laatuun (Aalto ym. 2002). Suhteellisen



Kuva 8.1. Pallaksella mitatun CO₂-pitoisuuden aikasarja 1996 - 2002. Pisteet viittaavat päivämediaaneihin. Oskilloiva käyrä on harmonisen funktion sovitus päivämediaaneihin ja suora sen lineaarinen osa, josta on luettavissa keskimääräinen kasvutrendi. Pitoisuusminimi on heinä-elo-kuussa.

saasteeton pohjoisnavan ympäristö (pohjoiseen 71. leveysasteelta) on tärkein lähdealue, kun taas 55. leveysasteen eteläpuolelta tulee vain alle kymmenesosa saapuvista ilmamassoista. Merellisiä ja mantereisia lähdealueita on lähes yhtä paljon. Ilman kulkeutumiskeinot on edelleen yhdistetty pitoisuusmittauksiin ja arvioitu Pallaksella havaitun korkean hiilidioksidipitoisuuden lähdealueita (Aalto ym. 2002, Stohl 1996). Näin pystytään kesäaikaan kohdentamaan Etelä-Suomessa ja myös Keski-Euroopassa sijaitsevia hiilidioksidilähteitä. Talvella lähteiden jakauma on tasaisempi, koska esim. maarespiraatio jatkuu edelleen matalalla tasolla, vaikka kasvillisuus onkin talvilevossa. Lämmityksestä aiheutuvat CO₂-päästöt ovat myös tasaisemmin jakautuneita.

Pallaksen lähistöllä on myös mitattu hiilidioksidivuota metsään mikrometeorologisella kovarianssimenetelmällä. Globaalit ja alueelliset hiilidioksidin kulkeutumismallit käyttävät vuotietoja reunaehtoina. Pitoisuusmittauksia käytetään myös hiilinielujen arviointiin inversiomenetelmin tapahtuvassa mallinnuksessa. Pitoisuus- ja vuomittaukset tukevat siten toisiaan globaaleihin

hiilinieluihin ja CO₂:n kulkeutumiseen liittyvässä selvitystyössä. Vuotietoja reunaehtoinaan käyttävät kulkeutumismallit soveltavat usein jonkinlaista kaasunvaihtomallia kasvillisuuden toiminnalle ja hyödyntävät satelliittimittauksista saatavia tietoja kasvillisuuden määrästä ja vihreysasteesta. Erästä ranskalaisista hiilinielujen arviointiin käytettävää mallia on kehitetty Lapissa tehtyjen havaintojen avulla, joita hyödyntämällä mallin muuttujien arvoja pystytäänkin parantamaan selvästi boreaalisella ja subarktisella alueella (Aalto ym. käsikirjoitus).

8.3 Hiilidioksidin vaihto ilmakehän ja ekosysteemin välillä Suomen Lapissa

Lapille tyypillisimpiä ekosysteemejä ovat mänty- ja kuusimetsät, tunturikoi-vikko, alppiininen tundra ja aapasuot. Ilmakehävasteen kannalta merkittävimpiä tekijöitä ovat kasvukauden alkamis- ja loppumisajankohta sekä hiilidioksidin vuon suuruus kesällä (Laurila ym.

2001). Maahengitys on havaittavissa kaikkina vuodenaikoina sillä routakerros on talvellakin suhteellisen ohut. Iki-routaa esiintyy vain hyvin paikallisesti palsasoilla.

8.3.1 Aapasuo

Kaamasessa sijaitsevan aapasuon kasvihuonekaasuvirtoja on tutkittu monipuolisesti sekä kammio- että mikrometeorologisilla menetelmillä (Aurela ym. 1998, 2001a, 2002). Mikrometeorologisissa menetelmissä ilman pyörteiden kuljettama kaasumäärä mitataan havainnoimalla kaasun pitoisuutta ja turbulenssin rakennetta tutkittavan alueen yläpuolella. Tällä menetelmällä voidaan mitata ekosysteemien kokoisten alojen (esim. 30 ha) nettovaihtoa, joka kattaa summana fotosynteesin ja maa- ja kasvihengityksen. Tämä on ainoa menetelmä, jolla on pystytty tuottamaan luotettavasti vuositasaita kaasunvaihdosta. Vuonna 1997 alkava mikrometeorologinen aikasarja on maailman pitkäaikaisin havaintosarja suoekosysteemin hiilivuosta ja yleensäkin ainoa näin pitkä aikasarja napapiirin pohjoispuolelta. Kuvassa 8.2 on esitetty puolen tunnin vuohavainnoista lasketut vuorokausikeskiarvot neljän vuoden ajalta.

Hiilidioksidivuossa havaitaan selvä vuodenaikainen rytmi. Talvella lumen alla sulana olevan turpeen ja kasvillisuuden hengitys havaitaan tasaisena hiilidioksidivirtana ilmakehään. Yleensä toukokuussa 2 - 3 viikkoa kestävä lumen sulamisen aikana suo on jään ja veden vallassa ja hiilidioksidipäästö ilmakehään on suhteellisen alhainen. Sitä seuraavan kesää edeltävän jakson aikana vedenpinta on laskenut ja turpeen lämpötila on kohonnut, mistä seuraa korkea hiilidioksidivuo ilmakehään. Suo vihertyy yleensä kesäkuun lopulla, minkä jälkeen se toimii hiilen nieluna noin kaksi kuukautta. Loppukesästä kasvillisuuden yhteyttäminen vähenee, ja syyskuussa alkavien hallojen ja lyhentyneen päivän myötä kasvillisuuden nielu on pientä verrattuna tehokkaana jat-

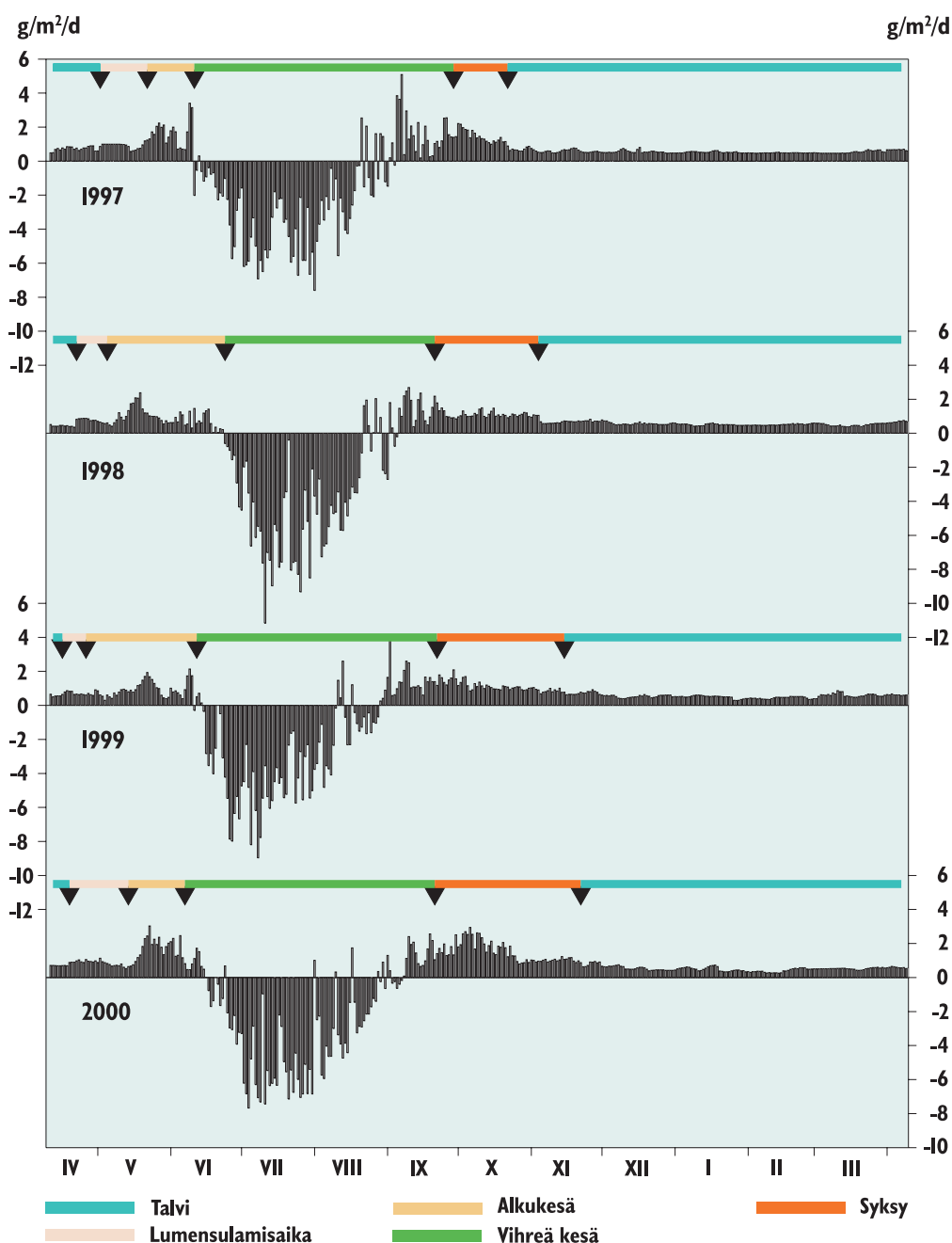
kuvaan maahengitykseen. Syys-lokakuussa havaitaan toinen vuodenaikaan liittyvä nettovuon maksimi.

Säätilat vaikuttavat edellä kuvattujen jaksojen ajoittumiseen. Kevään ja alkukesän lämpöolot säätelevät merkittävästi kesää edeltävän nettolähde- ja kesän nettonielujaksojen taseiden muodostumista. Kesän hiilidioksidinielu on suurempi suhteellisen viileiden ja kosteiden kesien aikana. Kuivana ja lämpimänä kesänä maahengitys on voimakkaampaa, ja osa kasveista saattaa kärsiä kuivuudesta. Vuoden 1997 kesä oli lämmin ja poutainen. Tällöin keskelle kesää sattuneen lämpimän jakson aikana hiilidioksidin nettonielu heikkeni selvästi. Kesä 1998 oli tasaisen kostea ja viileähkö, minkä vuoksi vuorokauden hiilitaseilla on tasainen kellomainen kehitys, joka seuraa lehtimassan kehitystä alkuvaiheessa ja auringon säteilyn vähenemistä loppuvaiheessa.

Kammiomittausten avulla on nieluja ja lähteitä voitu kohdentaa suon eri osiin (Heikkinen ym. 2002). Kammio-menetelmässä tutkittava kasvi tai maa-ala suljetaan kyvetiin ja mitataan kaasupitoisuuden muutos. Jänteiden varpuimmat kohdat, erityisesti vaivaiskoivun valtaamat paikat, ja suon kosteammat kohdat olivat kesällä hiilidioksidin nieluja, mutta kuivemmat vähäkasvustoisemmat jännepaikat olivat kesälläkin hiilidioksidin lähteitä.

Useiden vuosien yli tarkasteltuna Kaamasen tutkimussuo on pieni nielu ilmakehän hiilidioksidille. Nielun suuruus vaihtelee siten, että vuonna 1997 suon CO₂-tase ilmakehään nähden oli lähellä nollaa, kun vuonna 1998 se oli 70 g CO₂/m² muiden vuosien asettuessa näiden lukujen väliin.

Myös Kaamasen suon metaanipäästöt on määritetty. Kesällä suon vetisistä, hapettomista osista tuleva metaanipäästö on hiilenä ilmaistuna noin 70 mg/m² vuorokaudessa (Heikkinen ym. 2002). Päästö kasvaa turpeen lämpötilan myötä, kun metaania tuottavien bakteerien toiminta kiihtyy. Mikrometeorologisella menetelmällä on voitu arvioida suon keskimääräiseksi vuoden metaanipäästökseksi 4 g/m² hiilenä (C) ilmaistuna (Hargreaves ym. 2001).



Kuva 8.2. Aapasuon vuorokauden keskimääräiset hiilidioksiditaseet vuosilta 1997 - 2000. Kuvaan on merkitty myös suoekosysteemin toimintaa vastaavat vuodenajat. Kesän alku ja loppu on ajoitettu päiviin, jolloin fotosynteesi on 30 % kesän maksimista. Talvi alkaa, kun pinta-maa jäätyy ja loppuu, kun routa alkaa sulaa.

Suon hiilitasetta arvioitaessa tulisi tietää CO_2 - ja metaanivirran lisäksi hiilimäärä, joka menetetään suolta pois valuvan veteen liunneena. Tätä ei Kaamasen suolta ole mitattu, mutta tyypillinen hiilimäärä, joka poistuu aapasoilta valuvissa vesissä liunneena on noin 5 - 10 g hiiltä neliometriä kohti vuodessa. Kun tämän aapasuon keskimääräinen CO_2 -nielu on noin 7 g (C)/m² vuo-

dessa, niin voidaan todeta, että suo ei enää kartuta turvemassansa vaan menettää sitä vuodessa noin 4 g (C)/m². Vuosituhansien aikana aapasuovyöhykkeellä vuotuinen hiilikertymä on ollut 17.3 g (C)/m² (Tolonen ja Turunen 1996). Keskeinen kysymys arktisella alueella onkin se, muuttuvatko ympäristöolosuhteet siten, että maaperän suuri hiilivarasto alkaa vähetä.

8.3.2 Tunturikoivikko

Inarin ja Utsjoen välisellä ylänköalueella on laajoja tunturikoivikkoja. Petsikossa on mikrometeorologisella menetelmällä mitattu koivikon hiilidioksidivaihtoa yli kasvukauden (Aurela ym. 2001b). Myös tällä paikalla lumipeitteisenä aikana havaitaan maahengityksen pieni vuo ilmakehään. Lumien sulettua maahengitys kasvaa, mutta vähitellen maakasvillisuuden nielun myötä hiilidioksiditaseet kääntyvät nieluksi. Yleensä kesäkuussa tapahtuvan koivujen lehteen puhkeamisen myötä alkaa voimakas hiilidioksidivuo alaspäin. Sitä seuraavan noin kahden kuukauden jakson aikana koivikko on voimakas hiilidioksidinielu. Lyhyt kasvukausi päättyy syyskuussa. Vuorokauden keskimääräinen hiilitase on kääntynyt ilmakehää kohti jo elokuun lopulla valoisien tuntien vähene-
misen vuoksi.

Näihin havaintoihin sovitettua mallin ja monivuotisten meteorologisten havaintojen avulla on tutkittu säätilojen ja kasvukauden pituuden vaikutusta kesän hiilitaseisiin. Koivujen lehteen puhkeamisen ajoittumisen vaihtelu vuosien välillä on noin 1 kuukausi. Tästä seuraavalla kasvukauden pituuden vaihtelulla oli kesän hiilinieluun selvästi suurempi vaikutus kuin kesän aikana tapahtuvilla säätilojen, lähinnä auringon säteilyn ja lämpötilan, vaihteluilla.

8.3.3 Mäntymetsä

Havumetsän hiilidioksidin vaihto poikkeaa suo- ja tunturikoivikkoekosysteemeistä siten, että yhteyttäminen käynnistyy keväällä lämpimillä ilmoilla vähäisessä määrin, vaikka lunta olisi vielä maassa, ja kesätaso saavutetaan lähes kuukautta aiemmin kuin lehtimetsässä. Havumetsä pystyy siis paremmin hyödyntämään touko-kesäkuun pitkiä valoisia päiviä. Toisaalta neulastoon kohdistuu keväthankien aikaan voimakas UV-säteilyrasitus ja myös kuivumisriski.

Sodankylässä sijaitsevan mäntymetsän hiilitaseita on mitattu jo parin vuoden ajan. Tutkimusmetsä on kuivalta kankaalta luontaisesti metsäpalojen jälkeen uudistunut 50 - 300 vuotta vanha yhtenäinen männikkö. Aluskasveista tyypillisimpiä ovat jäkälät, puolukka ja variksenmarja. Myös täällä havaitaan talvella maasta ja kasvustosta tasainen hiilidioksidivuo ilmakehään. Huhtikuun lopulla ja toukokuun alussa päivälämpötilan ollessa plussan puolella hiilidioksidin nettovuo kääntyy ilmakehästä kasvustoon. Vuot ovat kuitenkin selvästi kesäisiä alhaisempia, osin maan rou-
dan ja kylmyyden estäessä puun yhteyttämiseen tarvittavan veden saantia, osin yöpakkasten rasittaessa neulastoa. Toukokuussa lämpimien säiden aikana neulaston yhteyttäminen lisääntyi ja kesän vuotaso saavutettiin toukokuun lopussa. Kesäkuun ajan metsä toimi selvänä hiilidioksidin nieluna. Heinäkuun alkupuolelta lähtien maahengitys kasvoi, minkä vuoksi vuon suunta muuttui vaihtelevaksi. Syyskuulle asti metsä oli nielu aurinkoisina päivinä, kun vuorokauden säteilysumma oli suuri, mutta lähde pilvisellä säällä. Lämpimien säiden aikana metsä oli usein lähde korkean lämpötilan kasvattaessa maa- ja kasvihengitystä.

Vuoden yli laskettuna Sodankylän mäntymetsä oli hiilidioksidin lähde ilmakehään, koska keskikesällä maahengitys oli huomattavan suurta. Tällaisessa jäkälä-kanervatyypin metsässä on luontaisesti paksu jäkäläkerros, joka myös tässä metsässä on eräällä pitkään aidattuna olleella paikalla. Porolaidunnuksen vuoksi maakasvillisuus on kuitenkin hyvin niukkaa. Maan orgaanisen aineen hajoaminen on kiihtynyt tumman maan lämmitessä kesällä ja porojen kuluttaessa maanpintaa ja estäessä uuden hiiltä sitovan maakasvuston syntymistä. Suurten porokarjojen merkitys Lapin kuivien mäntymetsien hiilitaseisiin tulisi selvittää laajemmilla tutkimuksilla.

8.3.4 Tekoaltaat

Toinen esimerkki ihmisen vaikutuksesta kasvihuonekaasujen taseisiin Lapis-
sa ovat suuret vesivoiman tuotantoa
varten rakennetut tekoaltaat, jotka peit-
tivät suuria suo- ja metsäalueita. Yli kol-
mekymmentä vuotta sitten perustetut
Lokan ja Porttipahdan altaat ovat edel-
leen sekä metaanin että hiilidioksidin
lähteitä (Huttunen ym. 2002). Allasve-
sien ravinteisuus ja perustuotannon
määrä sekä vesien peittämän kasvuston
määrä näyttäisivät selittävän parhaiten
kaasupäästöjä, jotka ovat nykyisin sa-
mankaltaisia kuin suomalaisissa rehe-
vissä järvissä. Luonnontilaiset järvet
ovat kuitenkin hiilidioksidin nettonie-
luja. Metaanin osalta on vaikea arvioi-
da onko tekojärvien kaasupäästö suu-
rempi kuin altain peittämistä suoalu-
eista tuleva päästö.

8.4 Katsaus tulevaisuuteen

Ilmaston mahdollinen lämpiäminen
mahdollistaa bruttotuotannoltaan teh-
okkaamman kasvillisuuden leviämisen
alueille, joilla ankarat ilmasto-olosuh-
teet ovat estäneet sen aiemmin. Esimer-
kiksi tunturikoivikon kyky yhteyttää on
tundraekosysteemiin verrattuna huo-
mattavasti suurempi. Kasvit hyötyvät
myös kesän aikaistumisesta pidemmän
kasvukauden muodossa. Toisaalta läm-
pimämmät syksyt lisäävät suhteellisesti
enemmän maa- ja kasvihengityksen hii-

lidioksidivuota ilmakehään kuin kasvil-
lisuuden bruttotuotantoa, koska syksyl-
lä auringon säteilyä on vähän, ja ruskan
ja talvilevon alku ajoittuvat suurelta
osin säätekijöistä riippumatta. Arktisella
alueella kasvilajisto on varsin vähälu-
kuinen, mikä lisää riskiä jollekin lajille
vahingollisen eliön esiintymisen lisään-
tymiselle. Tästä on esimerkkinä laajoja
tunturikoivutuhoja aiheuttanut tuntu-
rimittari, jonka talvehtiminen riippuu
sääoloista.

Ilmastonmuutosta seuraa väistä-
mättä myös hydrologisten olosuhteiden
muutos. Soiden hiilitaseiden kannalta
tällä on suurempi merkitys kuin lämpö-
tilan muutoksilla. Vesitaseiden muutok-
silla onkin keskeinen merkitys pohjois-
ten alueiden biosfäärin hiilivarastolle,
koska valtaosa maaperään sitoutunees-
ta hiilestä on nimenomaan suoturpees-
sa.

Ihmisen toiminnalla on huomatta-
va merkitys pohjoisten alueiden kas-
vustoon ja sen kykyyn toimia hiilidiok-
sidin nieluna. Metsätalous, soiden kui-
vatus, tekojärvien rakentaminen, turis-
mi ja porotalous muuttavat ympäristöä
monin tavoin, joilla on suoria ja epäsuo-
ria vaikutuksia kasvihuonekaasujen ta-
seisiin. Nämä tulisi tuntea nykyistä pa-
remmin, jotta ihmisen toiminta voitai-
siin suunnata siten, että biosfääriin si-
toutunut hiilivarasto ei vähenisi eivät-
kä myös muiden kasvihuonekaasujen
vuot ilmakehään lisääntyisi. Nämä ovat
tavoitteita, joihin Suomi on sitoutunut
myös Kioton ilmastopöytäkirjassa.



Ihmisen terveys ja Lapin ympäristö



9.1 Johdanto

Toinen AMAP-jakso katsottiin tarpeelliseksi, koska arktisissa populaatioissa on todettu hyvin korkeita haitta-ainepitoisuuksia 1990-luvun aikana. Terveyshaittoista mm. lasten psyykkisessä kehityksessä on havaittu häiriöitä ja epäilyä on myöskin, että lasten infektioalttius olisi lisääntynyt haitta-aineiden vaikutuksesta (Grandjean ym. 1997).

Pääasiallinen lähde korkeisiin haitta-ainepitoisuuksiin on merinisäkkäät, jotka ovat tärkeitä ravintoa arktiselle väestölle. Täten haitat saadaan samasta ruoasta, josta tulevat elintärkeät ravintoaineet (AMAP 1998).

Ihmisen terveyteen ja sairauteen vaikuttavat monimutkaisena yhdistelmänä taloudelliset olosuhteet, sosiaaliset ja kulttuuriset tekijät ja terveystalouden saanti sekä yksilöiden koulutustaso, terveystietämyksen ja perimä. Ympäristössä esiintyvät haitta-aineet antavat omat lisänsä tähän koosteeseen.

Merkittävin ympäristösaasteiden haitallisten vaikutusten kohde on ihmisen lapsi koko sikiökehityksen ajan ja sen ajan, kun lapsi käyttää äidinmaitoa. Koska ihminen on ravintoketjun päässä, monet ympäristömyrkyt rikastuvat ihmiseen. Raskaana olevasta tai imettävästä äidistä myrkyt siirtyvät sikiöön ja vastasyntyneeseen. Vaikka imettämisen hyödyt vielä toistaiseksi ylittävät ylivoimaisesti haitat, tiedetään, että on aiheellista seurata äidinmaitoon haitta-ainepitoisuutta eri puolilla maailmaa (Dewailly ym. 1992).

Ympäristösaasteiden aiheuttamiin sairauksiin on tutustuttu lähinnä ympäristökatastrofien yhteydessä: Esimerkiksi Minamata-katastrofi Japanissa, jossa

kaloissa ja simpukoissa ollut metyylielohopea aiheutti vakavia hermoston sairauksia ja kuolemia (Takeuchi ym. 1962). Sevesossa dioksiini oli myrkytyksen aiheuttaja ja PCB:stä sairauksien aiheuttajana on myös kokemusta maailmalla (WHO 1976, Fein ym. 1984, Taylor ym. 1989).

Aina ei ihmisessä ole näkyvää sairautta, mutta se ei merkitse, etteikö haitta-ainepitoisuuksilla olisi lääketieteellistä merkitystä esimerkiksi arktisten alueiden ihmisissä. Perinteisillä epidemiologisilla menetelmillä ei ole käyttöä arktisilla alueilla, jossa on pieniä populaatioita ja alueittain hyvin vaihteleva sairausrakenne. Aluksi on tyydyttävä verestä ja kudoksista mitattuihin haitta-ainepitoisuuksien tutkimiseen, jotta ajoissa ymmärrettäisiin terveysvaarat.

Vastasyntyneet lapset ja odottavat äidit ovat AMAP:in ihmisen terveyttä käsittelevän ohjelman kohderyhmänä. Heistä otetuista näytteistä on tutkittu PCB-yhdisteitä, pestisidejä eli torjunta-aineita sekä seuraavat aineet: lyijy, elohopea, kadmium, kupari, sinkki, seleeni, arseeni ja nikkeli. Lapin ihmistä askarruttaa kysymys, onko Venäjältä Murmanskin alueelta tulevilla saasteilla vaikutusta heidän terveyteensä. Tiedetään, että näissä päästöissä on mm. arseenia ja nikkeliä. Sen vuoksi Suomen AMAP-projektissa on tutkittu kansainvälisen projektisuunnitelman lisänä myös arseenin ja nikkelin esiintymistä Lapin vastasyntyneissä ja heidän äideissään.

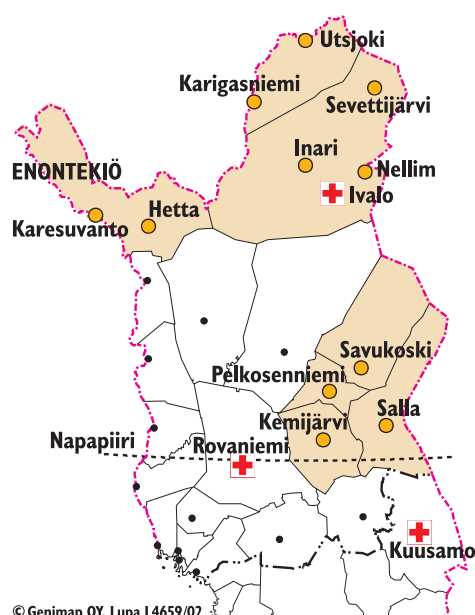
Koska ravinnon laatu, lääkkeiden käyttö, sairaudet, tupakointi ja alkoholi vaikuttavat ympäristöstä saatavien haitta-aineiden tapaan tai suojaavat toisaalta niiltä, äideille tehtiin kysely, jossa näitä selvitettiin. Myös osa äideistä piti niin kutsuttua ruokapäiväkirjaa.



Aarno Torvinen

AMAP-projektin toisessa vaiheessa pyrittiin selvittämään vaikeasti tutkittavia pitkäaikaisvaikutuksia ja yhteisvaikutuksia sekä vaikutusmekanismeja. Näiden tutkiminen väestössä on hankalaa, joten edessä on vielä paljon selvitettävää: mitkä ovat mekanismit, joilla haitta-aineet vaikuttavat hedelmällisyyteen, tautien vastustuskykyyn, lasten psyykkiseen kehitykseen, syövän syntyn jne.

Arktisten alueiden ympäristösaasteiden vaikutuksia ihmisiin on tutkittu ehkä eniten Grönlannissa, Kanadassa ja Alaskassa, koska ongelmat siellä ovat suurimmat. AMAP:in ihmisen terveyttä käsittelevässä osassa ovat olleet mukana kaikki arktiset maat. Suomessa tutkimukseen ovat kuuluneet saamelaiskunnat: Enontekiö, Utsjoki, Inari ja Itä-Lapin kunnat: Savukoski, Pelkosenniemi, Salla ja Kemijärvi (kuva 9.1). Kuntien terveydenhoitajat ovat keränneet näytteet ja tehneet ravinnonkäyttöhaastattelut äideille neuvoloissa. Synnytys-sairaaloissa on otettu näytteet vastasyntyneistä. Ihmisistä mitattuja arvoja on verrattu laskennallisiin saantiarvoihin, jotka on saatu analysoimalla ravintokyselyt ja ruokapäiväkirjat.



© Genimap OY, Lupa L4659/02

- + Sairaala/synnytysosasto
- Terveyskeskus/terveydenhoitajan toimipiste
- AMAP-kunnat

Kuva 9.1. AMAP-tutkimukseen osallistuneet sairaalat ja Lapin kunnat.

9.2 Ympäristön saasteiden myrkkyyvaikutukset

9.2.1 Ympäristön haitta-aineet lapsen näkökulmasta

Ympäristön saasteet ja muut haitta-aineet voivat kulkeutua lapseen jo sikiöaikana. Odottavat äidit altistuvat monenlaisille aineille mukaan lukien tavallisimmat ja haitallisimmat, tupakka ja alkoholi. Äidit voivat joutua käyttämään myös lääkkeitä raskauden aikana. Sen vuoksi on tärkeä tietää, miten sikiön ja vastasyntyneen aineenvaihdunta toimii. Sikiön kasvuun välttämättömät ravintoaineet siirtyvät aktiivisen kuljetusjärjestelmän avulla äidin verenkierrosta sikiön verenkiertoon. Useat lääkeaineet ja kemialliset aineet läpäisevät istukan usein yksinkertaisimmin. Sikiöön siirtyvän haitta-aineen määrä on riippuvainen sen rasvaliukoisuudesta, ionisoitumisasteesta ja molekyylipainosta. Rasvaliukoiset aineet läpäisevät istukan helposti, kun taas runsaasti ionisoituneet ja suurimolekyylliset eivät.

Se, minkälainen vaikutus haitta-aineella on sikiöön, riippuu sikiön kehitysvaiheesta. Ensimmäisen viikon aikana tapahtuva altistuminen päättyy helposti keskenmenoon. Myöhemmin tapahtuvat haittavaikutukset ilmenevät spontaanista abortista lievään hermostolliseen oppimishäiriöön. Tällä välillä ovat monenlaiset synnynnäiset epämuodostumat ja eri asteiset toiminnalliset häiriöt.

Syntymän jälkeen on mahdollisuus saada äidinmaidosta haitta-aineita huomattavasti enemmän kuin istukkaverenkierron kautta, koska äidinmaitoon konsentroituvat monet aineet, erityisesti rasvaliukoiset. Imettämisen aikana ei siksi suositellakaan laihduttamista, koska rasvakudoksesta rasvojen mukana lähtevät silloin haitta-aineet liikkeelle ja päätyvät suurelta osin äidinmaitoon.

Haitta-aineiden pääsy vastasyntyneen elimistöön tapahtuu helpommin kuin pääsy aikuisen elimistöön. Erityi-



Aarno Torvinen

Vastasyntynyt ei ole "pieni aikuinen", vaan hänen elimistönsä toimii eri lailla.

sesti imeytyminen keuhkoista ja suolistosta tapahtuu lapsella helpommin kuin aikuisella. Suoliston liikkeet (peristaltiikka) ovat vielä epämääräisiä eivätkä kuljeta aineita samalla lailla kuin aikuisella. Myös suoliston pinta-ala suhteessa muuhun elimistöön on paljon suurempi. Lisäksi on eroavaisuuksia sen suhteen miten aineet leviävät elimistössä. Vastasyntyneen elimistössä on suhteellisesti enemmän vettä, joten solun ulkoinen tila on suhteellisesti suurempi. Täten aineiden leviäminen tapahtuu tehokkaammin vaikutuskohteisiinsa vastasyntyneellä kuin aikuisella. Vastasyntyneen veren plasma ei pysty sitomaan haitta-aineita samalla lailla kuin aikuisen, jolloin vapaana olevaa vaikutuskykyistä haitta-ainetta on enemmän. Eroja on myös aineenvaihduntaentsyymien määrässä: haitta-aineiden poistuminen elimistöstä on paljon hitaampaa ja munuaiset eivät toimi vielä yhtä tehokkaasti kuin aikuisilla (Kacew ym. 1988). Edellisestä johtuen lääkkeiden suhteen on laadittu ohjeet, mitä lääkkeitä vastasyntyneelle voi antaa ja minkälaisia määriä, koska niitä ei voida arvioida aikuisilla saatujen tutkimusten mukaisesti.

9.2.2 Hermostovaikutukset

Hermostovaikutukset voivat olla moninaisia riippuen siitä onko kohteena ääreishermosto vai keskushermosto eli aivot. Käyttäytymishäiriöt voivat johtua myrkyn vaikutuksesta aivoihin. Sikiön ja pienen lapsen aivot kasvavat nopeasti ja ovat erityisen herkkiä ympäristömyrkyille. Ensimmäiset oireet voivat olla vaikeasti havaittavia ja ne tulevat esiin vain monimutkaisten psykologisten, käyttäytymistieteellisten ja oppimisesta testaavien tutkimusmenetelmien avulla. Useita uusia tautisindroomia on löydetty viime aikoina. Osa on periytyviä ja osa voi olla aiheutunut haitta-aineiden sikiövaikutuksista. Ääreishermostoon kohdistuvat vaikutukset ovat oireiltaan myös vaikeasti tulkittavia (Grandjean ym. 2000).

9.2.3 Lisääntymiseen liittyvät vaikutukset

Lisääntymiseen ja hedelmällisyyteen liittyvät vaikutukset voivat tapahtua useilla mekanismeilla. Eniten huolta aiheuttavat ympäristömyrkyt, jotka muistuttavat ihmisen sukupuolihormoneja. Kehittyvässä sikiössä ne häiritsevät tulevan ihmisen sukupuolielinten kehitystä. Miehillä myrkyt aiheuttavat toimintakykyisten siittiösolujen vähenemistä. Naisilla tuloksena voi olla hedelmällisyyden lasku ja keskenmenovaara. Myrkkymäärät, jotka aiheuttavat edellä mainittuja haittoja, eivät ole tiedossa. Kuitenkin on muistettava, että edellä mainitut ympäristömyrkyt eivät ole ainoita hedelmällisyyteen vaikuttavia tekijöitä. Tiedetään mm. tupakoinnin ja alkoholin vaikuttavan samalla tavalla, mutta ne luetaan elämäntapatekijöiksi eikä ympäristömyrkyiksi (AMAP 1997).

9.2.4 Tautien vastustuskyvyn heikentyminen

Monet myrkyt voivat haitata ihmisen monimutkaista puolustusjärjestelmää (immunitettä), jolla taistellaan tarttuvien tautien aiheuttajia, bakteereja ja viruksia vastaan.

Myös syöpäalttiuden on epäilty lisääntyvän, jos vastustuskyky huononee eli immunosuppressio lisääntyy. Vastustuskyvyn heikentyminen ei sinänsä tuota jotain tiettyä sairautta, mutta saattaa vaikuttaa siten, että ihminen saa tartuntoja useammin ja paraneminen hidastuu.

9.2.5 Syöpä

Karsinogeeneiksi kutsutaan myrkkijä, jotka aiheuttavat syöpää. Muutamat myrkyt aiheuttavat suoraan solujen perimään vaurion tai ne voivat edistää perimässä olevan ominaisuuden mahdollisuutta muuttaa solu syöpäsoluksi. Muut myrkyt toimivat promoottoreina. Ne eivät varsinaisesti aloita syövän syntymistä, mutta edistävät solun muuttumista syöpäsoluksi.

Lapissa syöpäsairastuvuus on vähäisempää kuin Suomessa keskimäärin (Suomen syöpärekisteri 2002). Saamelaiten syöpäsairastuvuus on alhaisempi kuin saman alueen ei-saamelaiten. Myöskään ravintoketjussa: **ilma-jäkälä-poro-ihminen** rikastunut radioaktiivinen ¹³⁷Cs ei näytä lisänneen nk. säteilysyöpien määrää Itä-Lapissa (Soininen ym. 2002).

9.2.6 Vaikutukset verenkiertoelimistöön

Elohopean vaikutusta sydän- ja verenkiertoelimistön sairauksiin on tutkittu Suomessa ja havaittu korrelaatio korkean hiusten elohopeapitoisuuden ja sydäninfarktin sekä verisuonten vaurioitumisen välillä (Salonen ym. 2000). Färösaarilla todettiin sikiöaikaisen elohopeaaltistuksen aiheuttavan verenpaineen nousun jo 7-vuotiaissa lapsissa (Sörensen ym. 1999).

9.2.7 Ympäristösaasteiden terveysvaikutusten tutkiminen

Tietämys ympäristömyrkkyjen vaikutuksista perustuu enimmäkseen laboratorioeläimillä tehtyihin tutkimuksiin, joissa eläimille syötetään kokonsa nähden suuria määriä jotakin ainetta. Tulokset eivät ole suoraan sovellettavissa ihmiseen. Ihmiseen ehtii kertyä elämän aikana monenlaisia myrkkyjä. Helsinkiläisillä ensisynnyttäjillä maidon dioksiinipitoisuudet kasvoivat iän mukana (Tuomisto ym. 1994). On myös tietoa ihmisistä, jotka ovat altistuneet korkeille pitoisuuksille jotakin yksittäistä ainetta joko työssään tai onnettomuuden yhteydessä. Ympäristömyrkkyjen vaikutus voi olla kuitenkin toisenlainen, koska ihmiset altistuvat normaalioloissa monille erilaisille aineille. Altistumisai-ka on koko elämä ja pitoisuudet ovat pienemmät kuin edellä mainituissa tilanteissa.

AMAP-projektissa tutkituista aineista rasvaliukoiset myrkyt, metyylielohopea ja pysyvät orgaaniset yhdisteet, POP-yhdisteet ovat huolestuttavimpia terveyden kannalta.

9.3 Lapissa tutkitut ympäristösaasteet

9.3.1 Taustatietoja

Tutkimukseen osallistui yhteensä 151 äitiä ja vastasyntynyttä. 150 äitiä osallistui ravitsemusta käsittelevään osaan. Yksi antoi pelkästään näytteet. Veri- ja virtsanäytteitä saatiin 148:lta äidiltä ja lapselta. Hävikkiä tapahtui kuitenkin eri vaiheissa, koska näytteiden kerääminen pitkien etäisyyksien päästä on erittäin hankalaa. Vaurioita tapahtui eri lähetysprosesseissa.



Kohteet, joista on kerätty verinäytteitä kansainvälistä AMAP-tutkimusta varten (AMAP).

Tutkimukseen osallistuneet äidit olivat iältään 19 - 42 -vuotiaita. Keski-ikä oli 29,8 vuotta. Suomessa vuonna 2000 synnyttäneiden äitien keski-ikä oli 29,9 vuotta. Lapissa syntyneitä äitejä oli 64 % ja muualla syntyneitä 33 %. Saamelaisiksi ilmoitti syntyperänsä 21 henkilöä, 14 %. Tutkituista oli ensisynnyttäjiä 32 %, toista lastaan odotti 25 %, kolmatta 21 %, neljättä 13 %, viidettä 6 %, kuudetta 1 % äideistä, seitsemättä ja kahdeksatta lastaan 1 äiti.

Äidit sairastivat useanlaisia, vakaviakin tauteja. Lääkkeitä käytti säännöllisesti 18 henkilöä (12 %). Seitsemällä oli käytössä kaksi tai useampia lääkkeitä. Lisäksi äidit käyttivät oma-aloitteellisesti lääkkeitä. Niitä oli vitamiineista luontaislääkkeisiin. Täysin terveitä oli 77 % äideistä.

Äitien tupakointi

Äideistä 18 (12 %) ilmoitti tupakoivansa raskauden aikana. Aiemmin oli tupakoinut 17 äitiä (11 %). Tupakoinnin ilmoitti lopettaneensa 27 äitiä raskauden vuoksi. Ennen raskautta siis tupakoi 45 henkilöä, joka on vajaa kolmas osa tutkimukseen osallistuneista. Nuoret äidit tupakoivat vanhempia enemmän. Lapis-äidit tupakoivat kaikkein eniten verrattuna muihin maakuntiin. Lapis-äidit ottaen äideistä tupakoi vuonna 2000 18 %, kun vastaava luku koko maassa oli 12,6 % (Gissler ym. 2002). Tupakoivien äitien lapset painavat yleensä vähemmän kuin tupakoimattomien. Painon vähenemä on suorassa yhteydessä tupakoinnin määrään. Tässä tutkimuksessa ei todettu merkitsevää yhteyttä lapsen syntymäpainon ja äidin tupakointitotumusten välillä. 19 äitiä raportoi altistuvansa tupakansavulle passiivisesti, toisin sanoen 13 % äideistä joutui hengittämään tupakansavua kotonaan.

9.3.2 Veren raskasmetallit (biomonitorointi)

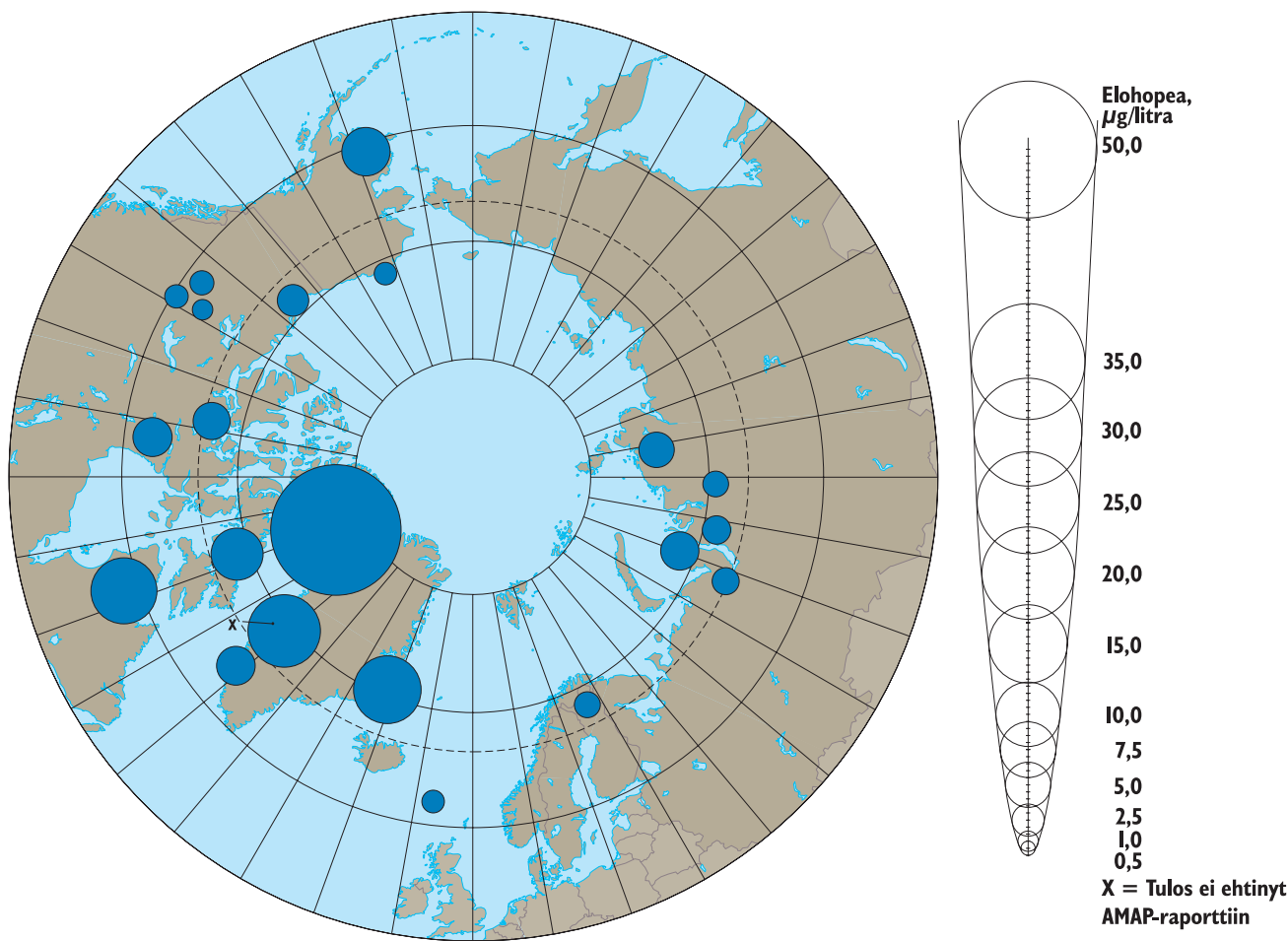
Elohopea

Elohopeamääritys tehtiin 130 äidin ja 113 lapsen verinäytteestä. Äitien koko veren elohopeapitoisuuden geometrinen keskiarvo oli 1,4 mikrogrammaa/litra ($\mu\text{g/l}$). Länsi-Lapissa asuvilla äideillä kokoveren elohopeapitoisuus oli keskimäärin suurempi kuin Itä-Lapissa asuvilla äideillä. Tupakoinnilla ei ollut vaikutusta äidin kokoveren elohopeapitoisuuteen. Sen sijaan äitien kalansyönti korreloitui merkitsevästi heidän veren elohopeapitoisuuteensa. Kalassa elohopea on suurimmaksi osaksi metyylielohopeaa, joka läpäisee helposti biologiset kalvot ja pääsee myös aivoihin ja istukan läpi sikiöön.

Napaveren elohopeapitoisuus oli riippuvainen äidin kokoveren elohopeapitoisuudesta (taulukko 9.1). Napaveren keskimääräinen elohopeapitoisuus oli merkitsevästi äitien keskimääräistä kokoveren pitoisuutta suurempi. Tämä viittaa siihen, että elohopea kulkeutuu hyvin istukan läpi sikiöön ja voi myös kertyä raskauden aikana sikiöön.

Pohjois-Suomessa järvikala on merkittävä elohopean lähde (Lodenius ym. 1982, 1983 ja 1988). Suurten tekojävien rakentamisvaiheessa järven pohjan elohopeavarannot liukenivat veteen ja kalat saattoivat sisältää poikkeuksellisen runsaasti elohopeaa. Tekojärvien kalojen käytöstä ravintona on annettu suosituksia 1970-luvulta lähtien. Nyt määritetyt Suomen Lapin äitien elohopeapitoisuudet ovat erittäin vähäisiä. Esim. Kanadan pohjoisosan äitien ja Grönlannin äitien koko veren elohopeapitoisuudet ovat olleet 1990-luvun lopulla 4 - 31 kertaa suuremmat kuin Pohjois-Suomen äitien. Maailman terveysjärjestö (WHO) on esittänyt hiusten elohopealle ylärajaksi 10 - 20 mg/kg (WHO 1990).

Aikaisemmin on todettu, että Lapin asukkaiden seurantatutkimuksessa pohjoissuomalaisten aikuisten elohopeapitoisuus oli keskimäärin vain noin



Arktisten alueiden äitien kokoveren elohopeapitoisuudet (AMAP).

neljännes eteläsuomalaisten hiusten elohopeapitoisuudesta (Mussalo-Rauhamaa ym. 1996). Vuosina 1982 - 1992 tutkituilla pohjoissuomalaisilla hiusten elohopeapitoisuus laski lievästi (Mussalo-Rauhamaa ym. 1996). Myös Etelä-Suomen asukkailla elohopean saanti on merkittävästi laskenut vuosina 1967 - 1990. Osaksi tähän on vaikuttanut paperiteollisuudessa elohopean käytön lopettaminen homeen estoaineena vuonna 1968 (Louekari ym. 1994). Elohopean puoliintumisaika elimistössä on noin 70 päivää (WHO 1990).

Lyijy

Lyijy määritettiin 130 äidin ja 113 lapsen napaverestä. Äitien koko veren lyijypitoisuuksissa oli 10-kertaisia eroja. Keskimäärin äitien veren lyijypitoisuus oli 11, 3 µg/l ja lapsen napaveren

8, 2 µg/l. Äidin ikä tai tupakointi eivät vaikuttaneet lyijypitoisuuteen. Itä-länsi -jaottelussa oli todettavissa viitteellistä eroa. Idässä asuvilla lyijypitoisuus oli matalampi.

Suomen Lapissa raskaana olevien naisten kokoveren lyijypitoisuudet olivat enimmillään 58 µg/l, mikä on samaa tasoa kuin Kanadan pohjoisosien inuitti-äideiltä löytyneet (AMAP 2002). Lapin äitien veren keskimääräinen lyijypitoisuus vastaa Kanadan ei-inuitti-äitien pitoisuuksia (AMAP 2002).

Suomessa yhdyskuntailman lyijymäärä ja siten myös ympäristön lyijylaskeuma on viimeksi kuluneen 10 vuoden aikana nopeasti vähentynyt. Syynä tähän on se, että Suomessa on siirrytty lyijyttömän bensiinin käyttöön. Saamelaisäideillä oli Pohjois-Suomessa korkeammat pitoisuudet kuin syntyperältään suomalaisilla äideillä.

Taulukko 9.1. Yhteenveto biomonitoroinnin tuloksista.

Tutkittu metalli	Näytteiden luku-määrä	Geometrinen keski-arvo	SD	Vaihtelu	Altistu-mattoman viitearvot	Arktisten alueiden alin*	Arktisten alueiden ylin*
Elohopea Hg $\mu\text{g/l}$					15	1,6 Ruotsi	19,8 Grönlanti
äidin kokoveri	130	1,4	1,0	0,2 - 6,0			
lapsen napaveri	113	1,9	1,6	0,4 - 8,2			
Lyijy Pb $\mu\text{g/l}$					62	12,4 Norja	82,9 Kanada Nunavik
äidin kokoveri	130	11,3	9,5	5 ¹⁾ - 58			
lapsen napaveri	113	8,2	6,9	5 ¹⁾ - 52			
Kadmium Cd $\mu\text{g/l}$					1,1(2,8)#	0,1 Ruotsi	3,9 Kanada Nunavik
äidin kokoveri	130	0,13	0,30	0,1 ¹⁾ - 2,2			
lapsen napaveri	93	0,11	0,21	0,1 ¹⁾ - 1,8			

* AMAP 1998

suluissa tupakoitsijan arvo

¹⁾50 % havaintorajasta

Kadmium

Kadmium mitattiin 130 äidin kokoveristä ja 93 lapsen napaveristä. Äitien veren kadmiumpitoisuus oli 0,13 $\mu\text{g/l}$ ja lasten 0,11 $\mu\text{g/l}$. Tämä ero oli merkitsevä. Useissa tutkimuksissa on osoitettu, että istukka estää kadmiumin siirtymistä sikiöön, mitä nämäkin tulokset tukevat. Äitien asuinpaikalla ei ollut yhteyttä äitien veren kadmiumpitoisuuteen. Sen sijaan tupakan merkitys kadmiumin lähteenä on selvä. Tupakoitsijoiden koko veren kadmiumpitoisuus oli keskimäärin kolme kertaa tupakoimattomien äitien veren kadmiumpitoisuutta suurempi. Myös aiemmin tupakoinneilla äideillä kadmiumpitoisuus oli merkitsevästi suurempi kuin tupakoimattomilla, mutta pienempi kuin tupakointia jatkavilla. Asuinpaikalla ei ollut vaikutusta veren kadmiumpitoisuuteen kuten aikaisemmassa tutkimuksessa on raportoitu (Näyhä ym. 1991).

Nikkeli

Nikkeli määritettiin 79 äidin ja 71 lapsen virtsasta. Nikkelin virtsan kreatiniinin määrään vakioitu keskiarvo äitien virtsassa oli 0,7 $\mu\text{g/l}$ ja lasten vastaava

keskiarvo 1,2 $\mu\text{g/l}$. Näillä oli merkitsevä ero ($p < 0,01$). Se merkitsee sitä, että nikkeli voi kertyä lapseen. Altistumattomien henkilöiden virtsan nikkelipitoisuus Suomessa on alle 3,5 mikrogrammaa litrassa (Autio ym. 1995). Raskaana olevan naisen iällä ja tupakoinnilla ei ollut yhteyttä virtsan nikkelipitoisuuteen. Nikkelipitoisuus äidin virtsassa väheni lasten lukumäärän kasvaessa. Äidin virtsan nikkelipitoisuus korreloitui lapsen virtsan nikkelipitoisuuteen.

Arseeni

Äidin ja lapsen virtsan arseenipitoisuudessa vakioituna virtsan kreatiniinipitoisuudella ei ollut eroja. Äitien virtsan arseenipitoisuuden keskiarvo oli 8,7 $\mu\text{g/l}$ ja lasten vastaava luku 8,3 $\mu\text{g/l}$. Pitoisuudet korreloituivat toisiinsa. Äidin iällä, tupakoinnilla, asuinpaikalla tai etnisellä ryhmällä ei voitu osoittaa olevan yhteyttä arseenipitoisuuteen. Arseenin tiedetään eliminoiduvan nopeasti kehossa. Täten virtsan epäorgaanisen arseenipitoisuuteen vaikuttaa lähinnä melko välitön näytteenottoa edeltänyt altistuminen. Elimistön pitkäaikainen arseenikertymä on vähäinen eikä juurikaan vaikuta tulokseen.

9.3.3 Verestä tutkitut hivenaineet

Sinkki

Lapin itäosissa asuvilla äideillä oli veren sinkkipitoisuus korkeampi kuin länssiosissa asuvilla. Äitien veriplasman sinkkipitoisuuden keskiarvo oli 0,7 milligrammaa litrassa ($\mu\text{g/l}$) veriplasmaa ja lapsien 1,1 $\mu\text{g/l}$. Napaveri sisälsi enemmän sinkkiä kuin äidin plasma. Sinkin tiedetään kertyvän istukkaan ja erityisesti tupakoijilla se voi olla suojavaikutus, jolla elimistö estää tupakan haitallisia vaikutuksia. Kantolan ryhmä (2000) on osoittanut tupakan lisäävän sinkin kertymistä istukkaan raskauden aikana. Suomalaisilla äideillä raskauden ensimmäisen kolmanneksen aikana seerumin sinkin keskimääräinen pitoisuus on ollut 0,61 $\mu\text{g/l}$.

Kupari

Äitien plasman kuparipitoisuus oli merkittävästi suurempi kuin vastasyntyneiden napaveren kuparipitoisuus. Äidin kupari- ja seleenipitoisuudet korreloivat toisiinsa samoin kuin kupari- ja lyijypitoisuudet. Iällä, asuinpaikalla, tupakoinnilla tai raskauksien lukumäärällä ei ollut yhteyttä plasman kuparipitoisuuteen. Raskauden viimeisen kolmanneksen aikana suomalaisilla naisilla seerumin kuparipitoisuus on todettu olevan 2,25 mg/l (Kiilholma ym. 1984).

Seleeni

Lapin äitien keskimääräinen plasman seleenitaso oli 74 $\mu\text{g/l}$ ja lapsen napaveren 54 $\mu\text{g/l}$. Ikä, tupakointi, lasten lukumäärä, asumisen kesto, etninen ryhmä ja asuinpaikka eivät vaikuttaneet seleenipitoisuuteen. Sen sijaan kalan syönnillä todettiin olevan vaikutusta.

Pohjoissuomalaisten seleenipitoisuudet ovat yleensä olleet korkeampia kuin eteläsuomalaisten (Alfthan 1995, Mussalo-Rauhamaa ym. 1992). Ero on tasoittunut siinä vaiheessa kun seleeniä



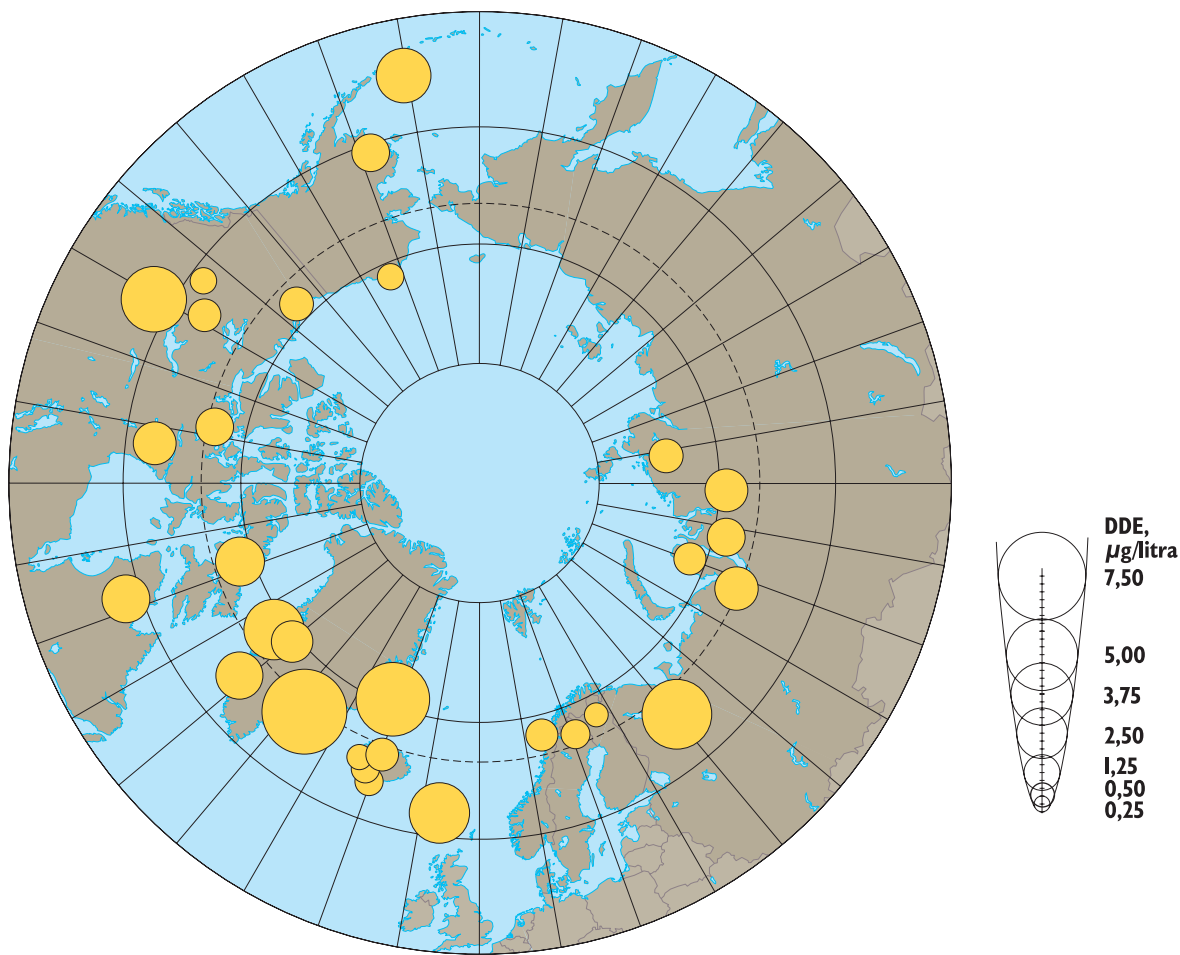
Aarno Torvinen

alettiin lisätä lannoitteisiin vuonna 1984. Lapissa lapsen napaveren seleenipitoisuus oli keskimäärin 75 % äidin plasman pitoisuudesta. Seleenin on osoitettu kertyvän istukkaan. Istukan seleenipitoisuus on todettu neljä kertaa napaveren pitoisuutta korkeammaksi (Lee ym. 1995). Tupakointi ei tässä tutkimuksessa vaikuttanut plasman seleenipitoisuuteen.

9.3.4 Pysyvät orgaaniset klooriyhdisteet

Torjunta-aineet

Tutkimusaineistosta analysoitiin kuuden yksittäisen äidin plasman neutraalien orgaanisten klooriyhdisteiden pitoisuus ja lisäksi 7 yhdistettyä (poolattua) näytettä, joihin sisällytettiin yhteensä 138 äidin veriplasmanäytettä. Lasten näytteistä tutkittiin neljän lapsen napaverinäyte ja lisäksi kaksi yhteensä 33 lapsen napaveristä koostettua yhteisnäytettä (poolia). Tulokset laskettiin veren ras-



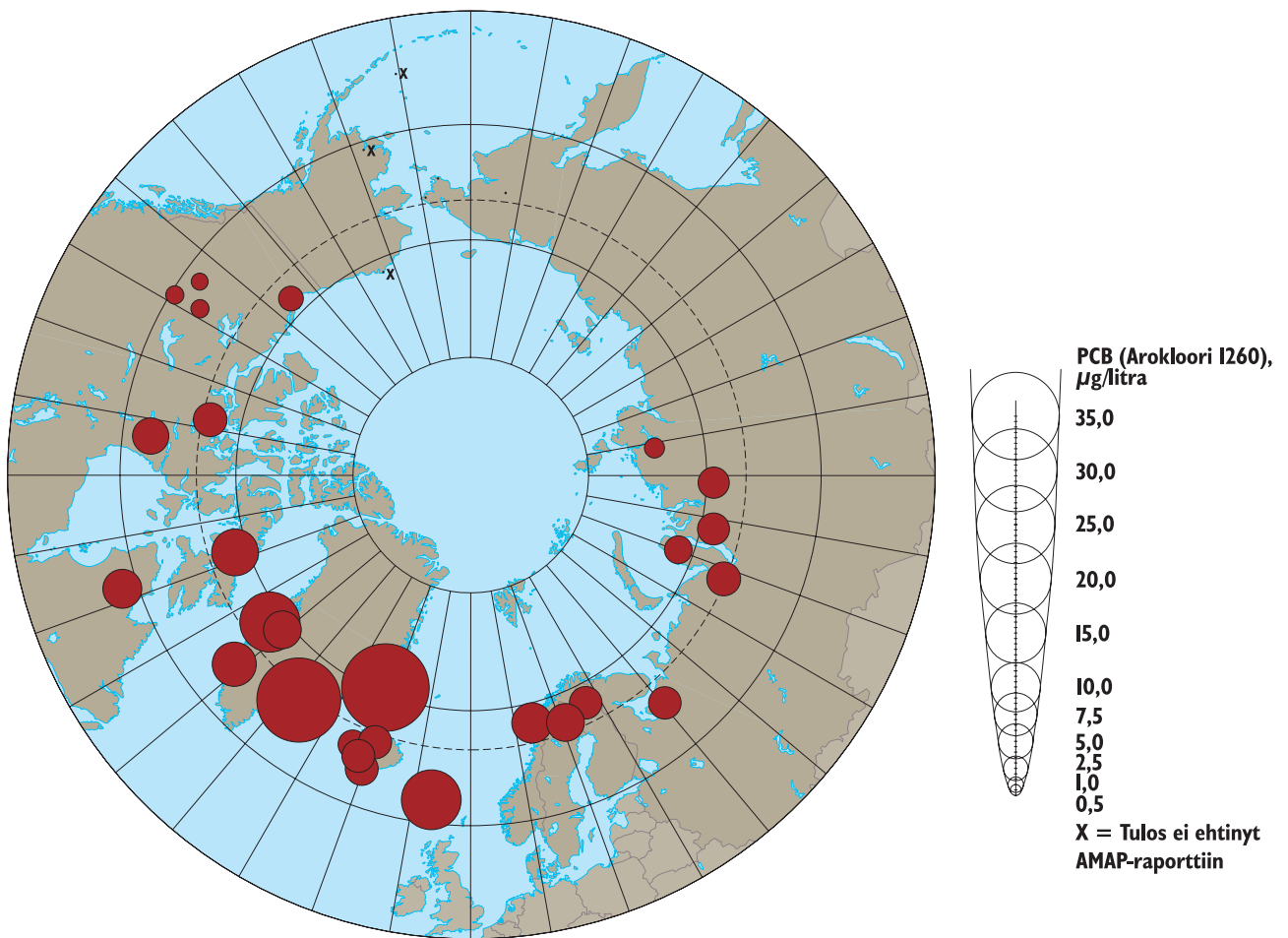
Kuva 9.2. Arktisten alueiden äitien plasman DDE-pitoisuudet (AMAP).

vapitoisuutta kohti. Aldriinia, alfa- ja beta-klordaania ja mireksiä ei äitien verinäytteestä löytynyt määritettäviä pitoisuuksia. Muita tutkimuksen kohteena olleita pestisidejä löytyi hyvin pieniä määriä. Napaverinäytteestä ei löytynyt beta-HCH, cis-nonakloori-, oksiklordaani- ja trans-nonaklooriyhdisteitä määritettäviä pitoisuuksia ja muita hyvin pieniä määriä.

DDT muuttuu ympäristössä DDE:ksi, joka on luonnossa pysyvä yhdiste. Sen vuoksi AMAP-projektissa tutkitaan molempia. Kuvassa 9.2 näkyvät DDE-pitoisuudet ja kuvassa 9.3 arokklooripitoisuudet arktisten alueiden äitien veressä.

PCB (Polyklooratut bifenyylilyhdisteet)

Äitien veren keskimääräinen PCB-pitoisuus oli korkeampi kuin lasten PCB kongeneerien 138, 153, 170 ja 180 kohdalla. Naisten plasman ja napaveren 14:n eri PCB:n kongeneerien summapitoisuudet olivat samaa tasoa kuin mm. Norjassa, Islannissa ja Kanadassa on raportoitu. PCB:n päälähde Suomessa on kala. 1980-luvun alussa raportoitiin 191 ei työperäisesti PCB:lle altistuneiden henkilöiden PCB kongeneerien pitoisuudeksi 0,7 µg/l (Luotamo ym. 1985). Tässä tutkimuksessa Lapin äideiltä löytyneet PCB-pitoisuudet olivat samaa tasoa, aritmeettinen keskiarvo 1,5 µg/l. Se alittaa WHO:n ohjearvon (WHO 1976).



Kuva 9.3. Arktisten alueiden äitien plasman arokklooripitoisuudet (sisältää useita PCB-yhdisteitä) (AMAP).

9.4 Haitta-aineiden ja ravintoaineiden saannin laskeminen ravintokyselyn ja ruokapäiväkirjojen avulla

9.4.1 Odottavien äitien raskasmetallien saanti

Taulukosta näkyy tutkittujen aineiden saanti laskettuna ravintokyselyllä ja ruokapäiväkirja menetelmällä (taulukko 9.2). Näitä on verrattu suomalaisiin suosituksiin vuodelta 1998. Kahdella menetelmällä lasketut saannit korreloivat melko hyvin toisiinsa.

9.4.2 Odottavien äitien ravitsemustilanne

Ravintaselvityksessä laskettiin myöskin muita odottavien äitien saamia ravintoainepitoisuuksia, koska terveellinen ravinto suojaa haitta-aineilta. Myös monipuolinen ravinnon käyttö on tärkeää jolloin ei mitään yksittäistä haitta-ainetta kerry suuria määriä vaikka niitä elintarvikkeissa olisikin saatavissa.

Lappilaisten odottavien äitien ja aikuisten ravinnon saanti ei olennaisesti eroa suomalaisten ravinnon saannista. Rasvan saanti ja erityisesti kovan rasvan, sekä proteiinin saanti on runsasta. Hiilihydraattien ja erityisesti kuidun saanti on niukkaa. D-vitamiinin ja naisilla raudan saanti voi olla niukkaa.

Taulukko 9.2. Frekvenssimenetelmällä ja ruokapäiväkirjamenetelmällä arvioidut haitta-aineiden ja ravintoaineiden keskimääräiset saannit, keskihajonta (sd) ja vaihteluväli odottavilla äideillä Lapissa vuorokaudessa (äitien lukumäärä 124).

RAVINTOAINE	yksikkö	FREKVENSSSIKYSELY			7 PÄIVÄN RUOKAPÄIVÄKIRJA		
		keskiarvo	SD	vaihteluväli	keskiarvo	SD	vaihteluväli
energia	kJ	7 184	2 260	2 928 - 13 596	7 490	1 760	3 272 - 13 861
vesi	g	2 887	892	1 250 - 6 011	1 879	570	936 - 4 082
proteiini	g	76,5	26,3	29,0 - 147	72,1	17,4	33,6 - 125
rasva	g	57,0	20,3	15,2 - 119	70,6	20,2	22,8 - 131
tydyttyneet rht	g	24,5	9,6	5,7 - 53,9	31,78	9,68	9,2 - 62,4
monoetenoidit	g	18,2	6,7	4,6 - 37,5	21,7	6,8	7,4 - 46,3
polyetenoidit	g	8,0	3,2	2,1 - 18,0	9,1	3,5	3,0 - 21,5
linolihappo	g	3,8	1,6	1,0 - 9,6	4,2	1,7	1,4 - 11,2
linoleenihappo	g	0,7	0,2	0,2 - 1,4	0,6	0,3	0,2 - 2,2
kolesteroli	mg	214	81	60 - 436	243	82	82 - 532
P/S-suhde		0,34	0,11	0,14 - 0,70	0,29	0,08	0,08 - 0,52
hiilihydraatti	g	217	76	78 - 414	210	53	100 - 428
sakkaroosi	g	28	17	3,2 - 112	38	17	9,5 - 82
ravintokuitu	g	26	12	7,0 - 61	19	6,5	7,7 - 36
alkoholi	g	0,43	1,10	0,0 - 6,5	0,35	0,81	0,0 - 4,9
retinoliekvivalentti	μg	1 134	816	213 - 4 905	885	584	239 - 3 664
retinoli	μg	450	529	26,5 - 4 334	521	514	97,9 - 3 447
karoteeni	μg	3 974	3 549	420 - 26 628	2 081	1 699	213 - 11 459
D-vitamiini	μg	3,8	1,9	0,4 - 10,9	3,8	2,10	0,9 - 14,4
E-vitamiini	mg	7,3	2,8	2,1 - 17,0	7,4	2,72	2,8 - 16,5
tiamiini, B1	mg	1,5	0,5	0,5 - 2,8	1,2	0,32	0,5 - 2,5
riboflaviini, B2	mg	2,2	0,9	0,6 - 4,7	2,0	0,61	0,7 - 4,3
niasiniekv	mg	27,5	9,2	11,1 - 52,3	26,4	6,07	13,6 - 45,1
niasiini	mg	13,7	5,3	4,0 - 30,1	13,1	3,35	6,3 - 22,7
pyridoksiini, B6	mg	2,24	0,85	0,9 - 5,6	1,7	0,42	0,7 - 3,1
kobalamiini, B12	μg	5,53	3,3	0,8 - 23,3	5,3	2,13	1,7 - 12,5
foolihappo	μg	316	120	115 - 741	263	72,12	116 - 477
pantoteenihappo	μg	6,36	2,2	2,2 - 12,1	5,2	1,30	2,4 - 10,3
biotiini	μg	40	14,9	9,8 - 86,2	33,1	8,82	13,8 - 61,5
C-vitamiini	mg	193	114	20,3 - 585	115	65,16	18,2 - 330
natrium	mg	2 946	991	886 - 6 559	2 843	749	1 314 - 4 632
kalium	mg	3 976	1 504	1 455 - 9 172	3 183	783	1 669 - 5 693
kalsium	mg	1 241	596	185 - 3 280	1 170	375	442 - 2 309
magnesium	mg	358	130	125 - 793	310	80	160 - 563
fosfori	mg	1 640	587	528 - 3 431	1 481	383	671 - 2 624
rauta	mg	11,5	4,5	3,3 - 26,7	10,1	2,9	4,9 - 19,0
mangaani	mg	6,0	3,0	1,2 - 20,0	5,0	1,9	1,8 - 10,4
sinkki	mg	12,6	4,5	3,6 - 27,7	11,5	3	5,8 - 20,3
kupari	μg	1 349	537	388 - 3 159	1 191	338	599 - 2 207
nikkeli	μg	146	97	43 - 735	122	52	39,1 - 357
kromi	μg	27,5	10,8	7,3 - 62,2	23,5	7,1	8,9 - 59,1
fluori	μg	373	124	140 - 741	386	110	174 - 777
jodi	μg	228	88,7	76,1 - 526	211	58,3	94,2 - 414
seleeni	μg	69,0	23,2	28,8 - 136	68,4	16,8	34,4 - 124
arseeni	μg	31,2	15,0	9,2 - 98,2	28,9	21,7	9,2 - 222
alumiini	μg	4,7	1,8	1,4 - 10,3	4,3	1,2	2,3 - 7,8
elohopea	μg	4,5	2,7	0,9 - 14,5	3,7	2,9	0,9 - 16,4
kadmium	μg	12,2	5,1	3,6 - 33,9	10,4	3,0	4,5 - 19,1
lyijy	μg	59,3	24,2	14,6 - 136	48,3	15,7	20,4 - 118

Voidaan sanoa, että lappilainen ruokavalio poronliha, kala, sienet, marjat ja Lapissa kasvatetut juurekset ja kasvikset ovat erinomaista ravintoa. Täten Lapissa pätee sama ajatus kuin muilla arktisilla alueilla, että perinteinen ruoka, joka kuuluu lappilaiseen kulttuuriin, olisi terveyden kannalta kaikkein paras.

9.4.3 Yhteenveto

Raskaana olevien suomalaisnaisten raskasmetalli- tai orgaanisten klooriyhdisteiden pitoisuuksia on aiemmin seurattu tutkimalla erityisesti äidinmaidon pitoisuuksia. Veren tai napaveren pitoisuuksista on niukalti tuloksia. Tässä työssä määritetyt pohjoissuomalaisten raskaana olevien naisten raskasmetallipitoisuudet olivat yleensä saman suuruisia kuin kirjallisuudessa on muualla asuvilta suomalaisilta lasta odottavilla naisilta raportoitu löytyneen. Kansainvälisessä AMAP-vertailussa suomalaisten pitoisuudet olivat yleensä vähäisiä sekä raskasmetallien että orgaanisten klooriyhdisteiden suhteen. Osalla pohjoisen äideistä ja lapsista löytyi virtsasta huolestuttavan suuria arseenipitoisuuksia. Näiden osalta tarvitaan jatkotutkimuksia. Tätä tutkimusta varten ei voitu analysoida kaikkia kerättyjä näytteitä. Erityisesti istukkanäytteiden osalta tutkimuksia tulisi täydentää niin alkuaineiden, orgaanisten yhdisteiden kuin istukkaentsyymien määrityksillä.

9.5 Johtopäätökset

Tässä tutkimuksessa ei todettu tapahtuvan terveydelle haitallista altistumista tutkittujen ympäristömyrkkyjen osalta. Lappi on turvallinen paikka vastasyntyneen näkökulmasta toistaiseksi. Pohjatiedot tulevaisuudessa tapahtuvaa seurantaa varten ovat nyt olemassa näiden aineiden osalta.

9.6 Toimenpiteet

Seurantaa nyt tutkittujen ja tutkimattomien ympäristösaasteiden osalta tullessaan tarvitsemaan. Sen tulisi kuulua viranomaistoimintaan rutiininomaisesti, koska tiedetään että väestön ja teollisuuden lisääntyessä maapallolla arktiset alueet ovat globaalin tilanteen indikaattorina.

Uusia biomonitorointimenetelmiä tulee kehittää ja tutkia aineiden yhteisvaikutuksia. Tällä hetkellä esim. bromattujen palonestoaineiden analyysikustannukset ovat korkeita ja siten niiden seurantaa ei ole aloitettu. Menetelmien tulisi olla myös helposti toteutettavia.

Ravitsemusohjantaa ja keskustelua odottavien äitien ravinnosta tulee lisätä Lapin äitiysneuvoloissa.



LUONTOPOLKU

LINTUTORNI 500M

- Aalto, T., Ciais P., Chevallard A. ja Moulin C. Optimal determination of the parameters controlling biospheric CO₂ fluxes over Europe using eddy covariance fluxes and satellite NDVI measurements. Käsikirjoitus lähetetty, Tellus.
- Aalto, T., Hatakka J., Paatero J., Tuovinen J.-P., Aurela M., Laurila T., Holmen K., Trivett, N. ja Viisanen, Y. 2002. Tropospheric carbon dioxide concentrations at a northern boreal site in Finland: Basic variations and source areas. Tellus 54B(2):110-126.
- Aaltonen, V., Paatero, J., Hatakka, J. and Viisanen, Y. 2002. Airborne Cesium-137 in Northern Finland in the early 1960's based on the measurement of archived air filter samples. In: Ilus, E. (toim.). Proceedings of the 8th Nordic Seminar on Radioecology, 25-28 February 2001, Rovaniemi. Finland. NKS-70, ISBN 87-7893-126-6. 2002:149-150.
- Aaltonen, V., Paatero, J., Hatakka, J. and Viisanen, Y. 2002. Airborne Cesium-137 in Finland after the Chernobyl accident based on the measurement of archived air filter samples. In XIIIth Ordinary Meeting of the Nordic Society for Radiation Protection, Radiological protection in the 2000s - Theory and Practice. Turku, Finland 25-29.8.2002.
- Aitio, A., Luotamo, M. ja Kiilunen, M. 1995. Kemikaalialtistumisen biomonitoointi. Työterveyslaitos. Helsinki.
- Alfthan, G. 1995. Kalan suurkuluttajien altistuminen kalan elohopealle Suomessa vuonna 1994. Kansanterveyslaitos B9/1995.
- Alm, G., Tröjbom, M., Borg, H., Göthberg, A., Johansson, K., Lindestrom, L. & Lithner, G. 1999. Metaller. Teoksessa: Wiederholm T. (Ed.) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport i kemiska och fysikaliska parametrar. Naturvårdsverket Rapport 4920, 205 pp.
- AMAP 1997. Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo. Norway. 186 p.
- AMAP 1998. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo. Norway, xii + 859 p.
- AMAP 1999. AMAP Strategic Plan: 1998-2003. AMAP Report 99:6. Oslo. 15 p.
- AMAP 2000. PCB in Russian Federation: Inventory and Proposals for Priority Remedial Actions. Executive Summary. AMAP Report 2000:3. Centre for International Projects. Moscow. 27 p.
- AMAP 2002. Arctic Pollution 2002. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo. xii + 111 p.
- Anon. 2001. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Suomen säädöskokoelma N:o 401/2001. 1150-1157.
- Aurela, M., Laurila T. & Tuovinen J.-P. 2001a. Seasonal CO₂ balances of a subarctic mire. Journal of Geophysical Research 106(D2):1623-1638.
- Aurela, M., Laurila T. & Tuovinen J.-P. 2002. Annual CO₂ balance of a subarctic fen in northern Europe: The importance of the wintertime efflux. Journal of Geophysical Research 107, in print.
- Aurela, M., Tuovinen J.-P. & Laurila T. 1998. Carbon dioxide exchange in a subarctic peatland ecosystem in northern Europe measured by the eddy covariance technique. Journal of Geophysical Research, 103(D10): 11289-11 301.
- Aurela, M., Tuovinen J.-P. & Laurila T. 2001b. Net CO₂ exchange of a subarctic mountain birch ecosystem. Theoretical and Applied Climatology 70:135-148.
- Arvela, H., Markkanen, M & Lemmelä, H. 1990. Mobile survey of environmental gammaradiation and fall-out levels in Finland after the Chernobyl accident. Radiation Protection Dosimetry Vol. 32 No. 3:177-184.

- Backman, B., Lahermo, P., Väisänen, U., Paukola, T., Juntunen, R., Karhu, J., Pullinen, A., Rainio, H. & Tanskanen, H. 1999. Geologian ja ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen. Seurantatutkimuksen tulokset vuosilta 1969-1996. Summary: The effect of geological environment and human activities on groundwater in Finland. Results of monitoring in 1969-1996. Geological Survey of Finland, Report of Investigations 147. 261 p.
- Berg, S. 1994. Kartoitus poron organoklooripitoisuuksista. Ympäristö ja Terveys 25(7-8):73-76.
- Berg, T. and Hjelbrekke, A.-G. 1999. Heavy metals and POPs within the ECE region 1997. EMEP/CCC-Report 7/99. Norwegian Institute for Air Research, Kjeller, Norway. 98 p.
- Berg, T., Røyset, O. & Steinnes, E. 1995. Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiencies. *Atmospheric Environment* 29:353-360.
- Boyd, R., Barnes, S.-J., De Caritat, P., Chekushin, V. A., Melezhik, V. A., Reimann, C. and Zientek, M. A. 1998. Assessment of heavy metal emissions from the copper-nickel industry on the Kola Peninsula and other parts of Russia. NGU Report 98.138, Geological Survey of Norway. Trondheim. Norway.
- Brorström-Lundén, E., Junedal, E., Wingfors, H. and Juntto, S. 2000. Measurements of the Atmospheric Concentrations and the Deposition Fluxes of Persistent Organic Pollutants (POPs) at the Swedish West Coast and in the northern Fennoscandia. IVL Report L00/14. Göteborg. 65 p.
- Bölviken, B., Bergström, J., Björklund, A., Kontio, M., Lehmuspelto, P., Lindholm, T., Magnusson, J., Ottesen, R. T., Steinfeld, A. and Volden, T. 1986. Geochemical atlas of northern Fennoscandia. Norkalot project. Korsnäs Offset kb. 19 s. ja 155 karttaa.
- CAFF (Conservation of Arctic Flora and Fauna) 2001. Arctic Flora and Fauna: Status and Conservation. Helsinki. Edita. 272 p.
- CMIP2 ilmastomallien vertailu. <http://www-pcmdi.llnl.gov/cmip/cmiphome.html>
- Conway, T. J., Tans, P. P., Waterman, L. S., Thoning, K. W., Kitzis, D. R., Masarie, K. A. and Zhang, N. J. 1994. Evidence for interannual variability of the carbon cycle from the National Oceanic and Atmospheric Administration/Climate Monitoring and Diagnostics Laboratory Global Air Sampling Network. *J. Geophys. Res.* 99:22811-22855.
- Dewailly, E., Nantel, A., Bruneau, S., Laliberte, C., Ferron, L., and Gingeras, S. 1992. Breast Milk Contamination by PCDDs, PCDFs and PCBs in Arctic Quebec: A Preliminary Assessment. *Chemosphere* 1992; 25:1-2.
- EELA 2000. Haitallisten aineiden pitoisuudet poroissa vuonna 2000. Eläinlääkintä- ja elintarvike- tutkimuslaitoksen (EELA) valvontatietokanta. Helsinki.
- EELA 2001. Eläimistä saatavien elintarvikkeiden vierasainetutkimukset 2000. Eläinlääkintä- ja elintarvike- tutkimuslaitos, maa- ja metsätalousministeriö ja Elintarvikevirasto, Helsinki. 67 s.
- EMEP 2002. Internet-sivut. www.emep.int/index_pollutants.html
- Fein, G. G., Jacobson, J. L., Jacobson, S. W., Schwartz, P. M. and Dowler, J. K. 1984. Prenatal exposure to polychlorinated biphenyls: Effects on birth size and gestational age. *J Pediatrics* 1984; 105: 315-320.
- Ford, J., Landers, D., Kugler, D., Lasorsa, B., Allen-Gil, S., Crecelius, E. and Martinson, J. 1995. Inorganic contaminants in Arctic Alaskan ecosystems: long-range atmospheric transport or local point sources? *The Science of the Total Environment* 160/161:323-335.
- Funk, D. A. and Sillanpää, L. 1999. The Small Indigenous Nations of Northern Russia. A Guide for Researchers. Åbo Akademi University. Social Science Research Unit. Publication No. 29. Vaasa. 184 p.
- Gissler, M., Vuori, E., Rasimus, A. ja Ritvanen, A. 2002. Lisäntymistilastot 2000. Stakes Tilastoraportti 3/2002. Helsinki.
- Grandjean, P., Weihe, P., Debes, F., Steuerwald, U. and White, R. 2000. Neurobehavioral development up to 5.5 years after prenatal exposure to methylmercury and PCB. Twelfth conference of the International Society for Environmental Epidemiology. ISEE2000, August 19-23, 2000, No 79. Also in *Epidemiology* 11; 2000.

- Grandjean, P., Weihe, P., White, R. F., Debes, E., Araki, S., Yokoyama, K., Murata, K., Sørensen, N., Dahl, R. and Jørgensen, P. J. 1997. Cognitive Deficit in 7-year-old Children with Prenatal Exposure to Methylmercury. *Neurotox Teratol* 1997;6:417-428:1997.
- Hargreaves, K. J., Fowler, D., Pitcairn, C. E. R., and Aurela, M. 2001. Annual methane emission from Finnish mires estimated from eddy covariance campaign measurements. *Theoretical and Applied Climatology* 70:203-213.
- Heikkinen, J. E. P., Maljanen, M., Aurela, M., Hargreaves, K. J. and Martikainen, P. J. 2002. Carbon dioxide and methane dynamics in a sub-Arctic peatland in northern Finland. *Polar Research* 21:49-62.
- Henttonen, H., Hirvi, J.-P., Gower, C. and Yoccoz, N. 2002. Contaminants in the common shrew (*Sorex araneus*) in northern Fennoscandia in relation to humus deposits. Second AMAP Symposium on Environmental Pollution of the Arctic, Rovaniemi, Finland, October 1-4, 2002, Extended abstracts, 3p.
- Himberg, K. K. & Pakarinen, P. 1994. Atmospheric PCB deposition during 1970s and 1980s on the basis of concentrations in ombrotrophic peat mosses (*Sphagnum*). *Chemosphere* 29(3):431-440.
- Hirvi, J.-P. 1997. Bioindicators for monitoring of persistent contaminants in terrestrial ecosystems. p. 128-130. In: Extended Abstracts. The AMAP International Symposium on Environmental Pollution in the Arctic. 432 pp. Tromsø, Norway June 1-5, 1997. Publication of the AMAP Secretariat, Oslo, Norway.
- Hirvi, T. & Venäläinen, E.-R. 2000. Uusia tutkimussuunnitelmia lihan raskasmetallipitoisuuksista. *Ympäristö ja Terveys* 31, 3:22-24.
- Huttunen, J. T., Väisänen, T. S., Hellsten, S. K., Heikkinen, M., Nykänen, H., Jungner, H., Niskanen, A., Virtanen, M. O., Lindqvist, O. V., Nenonen, O. S. and Martikainen, P. 2002. Fluxes of CH₄, CO₂, and N₂O in hydroelectric reservoirs Lokka and Porttipahta in the northern boreal zone in Finland. *Global biogeochemical cycles* 16, 3:1-17.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*, Cambridge Univ. Press, New York.
- IPCC 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis, Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In: Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., Noguer, M., van der Linden, P. J. and Xiaosu, D. (eds.). Cambridge University Press, UK. 944 p.
- Isosaari, P., Pajunen, H. & Vartiainen, T. 2002. PCCD/F and PCB history in dated sediments of a rural lake. *Chemosphere* 47:575-583.
- Johansson, K. 1989. Metals in sediment of lakes in northern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 47:441-457.
- Johansson, K., Andersson, A. & Andersson, T. 1995. Regional accumulation pattern of heavy metals in lake sediments and forest soils in Sweden. *The Science of the Total Environment*, 160/161:373-380.
- Juntto, S., Mannio, J., Porvari, P. ja Verta, M. 1997. Raskasmetallit arktisella alueella. Teoksessa: Mähönen, O. ja Joki-Heiskala, P. (toim.): AMAP – Arktisen ympäristön tila ja Suomen Lappi. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 120:22-32.
- Kacew, S. and Lock, S. 1998. *Toxicologic and Pharmacologic Principles in Pediatrics*. Hemisphere Publishing Corporation. New York.
- Keeling, C. D. 1995. Interannual extremes in the rate of rise of atmospheric carbon dioxide since 1980. *Nature* 375:666-670.
- Kiilholma, P., Gröönroos, M., Liukko, P., Pakarinen, P., Hyörä, H. and Erkkola, R. 1984. Maternal serum, copper and zinc concentrations in normal and small-for-date pregnancies. *Gynecol Obst Invest* 1984; 18:212.
- Kirkegaard, A., Sellström, U., Bignert, A., Asplund, L., Jansson, B. and de Wit, C. 2000. Temporal trends of a polybrominated diphenyl ether (PBDE), a methoxylated PBDE, and hexabromocyclododecane (HBCD) in Swedish biota. *Organohalogen Compounds* 40:367-370.
- Kiviranta, H., Korhonen, M., Hallikainen, A. ja Vartiainen, T. 2000. Kalojen dioksiinien ja PCB:iden kulkeutuminen ihmiseen. *Ympäristö ja Terveys* 31(3):65-69.

- Koljonen, T. (toim.) 1992. Suomen geokemian atlas, osa 2: Moreeni. The Geochemical Atlas of Finland, part 2: Till. Geologian tutkimuskeskus. Geological Survey of Finland. Espoo. 218 p.
- Korhonen, M. 1998. Kemikaalit ja kertymät. Ympäristömyrkyt sisävesien kaloissa. Ympäristö lehden katsaus 7/1998. 22 s.
- Korhonen, M. 2000. Kemikaalit ja kertymät. Ympäristömyrkyt sisävesien ja rannikon kaloissa. Ympäristö lehden katsaus 7/2000, s.22-23.
- Korhonen, M. and Kiviranta, A. 2002. Bulk deposition of PAHs, PCBs and HCHs in Finland during summer seasons 1993-2001, käsikirjoitus.
- Korhonen, M., Kiviranta, A. & Ketola, R. 1997. Bulk deposition of PAHs, PCBs and HCHs in Finland in summer seasons 1993-1996. *Environmental Toxicology and Chemistry* 66:37-45.
- Korhonen, M., Mannio, J., Vartiainen, T. and Porvari, P. 1997. Concentrations of selected PCB congeners in pike (*Esox lucius*, L.) and Arctic char (*Salvelinus alpinus*, L.) in Finland. *Chemosphere* 34 (5-7):1255-1262.
- Korhonen, M., Verta, M. & Backström, V. 2001. Harmful substances. In: Kauppi, P. & Bäck, S. (eds.): The state of Finnish coastal waters in the 1990s. The Finnish Environment 472, pp. 94-104.
- Kostiainen, E. and Rissanen, K. 2002. ¹³⁷Cs and ⁹⁰Cs concentrations in dairy and farm milk in Finnish Lapland 1960-2000. In XIIIth Ordinary Meeting of the Nordic Society for Radiation Protection, Radiological protection in the 2000s - Theory and Practice. Turku, Finland. 25-29.8.2002.
- Kubin, E., Lippo, H. & Poikolainen, J. 2000. Heavy metal loading. In: Mälkönen, E. (ed.). Forest Condition in a Changing Environment. The Finnish Case. Forestry Sciences, Vol. 65:60-71. Kluwer Academic Publishers.
- Kullman, L. 2001. 20th century climate warming and tree-limit rise in the southern Scandes of Sweden. *Ambio* 30:72-80.
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. ja Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, osa 3: Ympäristögeokemia – purovedet ja sedimentit. – Geochemical atlas of Finland, part 3: Environment geochemistry – stream waters and sediments. Geologian tutkimuskeskus – Geological Survey of Finland, Espoo. 149 s.
- Laine, K., Saari, E., Kemppainen, K., Pakonen, K. ja Havas, P. 1993. Lapin metsämarjojen raskasmetallipitoisuudet. Ympäristö ja Terveys 24 (7-8):443-449.
- Lapin liitto 2002. Internet-sivut. www.lapinliitto.fi
- Laurila, T., Soegaard, H., Lloyd, C. R., Aurela, M., Tuovinen, J.-P. and Nordstroem, C. 2001. Seasonal variations of net CO₂ exchange in European Arctic ecosystems. *Theoretical and Applied Climatology* 70:183-201.
- Lee, A. M., Huel, G., Godin, J., Hellier, G., Sahuquillo, J., Moreau, T., Blot, P. 1995. Inter-individual variation of selenium in material plasma, cord plasma and placenta. *Sc Total Environ* 1995;159:119-127.
- Leinonen, L. (toim.) 2001. Ilmanlaatumittauksia - Air Quality Measurements 2000. Ilmatieteen laitos, Helsinki. 224 s.
- Lloyd, C. R., Harding, R. J., Friborg, T. and Aurela, M. 2001. Surface fluxes of heat and water vapour from sites in the European Arctic. *Theoretical and Applied Climatology* 70:19-33.
- Lodenius, M. ja Rantala, M. 1988. Pohjois-Suomen asukkaiden elohopeakuorimituksesta. Ympäristö ja terveys 1988; 1:24-26.
- Lodenius, M., Seppänen, A. & Herranen, M. 1983. Accumulation of mercury in fish and man from reservoirs in northern Finland. *Water, Air Soil Pollution* 1983; 19:237-246.
- Lodenius, M. and Seppänen, A. 1982. Hair Mercury contents of fish eating habits of people living near man-made Lake. *Chemosphere* 1982; 11:755-759.
- Louekari, K. 1990. Estimation of heavy metal intakes based on household survey. *Näringforskning* 1990; 34:107-112.
- Louekari, K., Mukherjee, A. B. & Verta, M. 1994. Changes in human dietary intake of mercury in polluted areas in Finland between 1967 and 1990. In: Watras, C. J., Huckabee, J. W. (eds.) *Mercury Pollution, Integration and Synthesis*. Lewis Publishers 1994:705-711.
- Luotamo, M., Järvisalo, J. & Aitio, A. 1985. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCBs) in human serum. *Environ. Health Perspectives* 1985; 60:327-332.
- Lääkintöhallitus 1981. Elohopeapitoisen kalan käyttö ihmisravintona. Lääkintöhallituksen kirje 16.12.1981.

Mannio, J. 2001. Responses of headwater lakes to air pollution changes in Finland. *Monographs of the Boreal Environment Research* 18, 48 pp.

Mannio, J. ja Juntto, S. 1997. Pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt. Teoksessa: Mähönen, O. ja Joki-Heiskala, P. (toim.). AMAP - Arktisen ympäristön tila ja Suomen Lappi. Suomen ympäristö 120, s. 33-41. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.

Mannio, J., Järvinen, O., Tuominen, R. and Verta, M. 1995. Survey of trace elements in lake waters of Finnish Lapland using the ICP-MS technique. *Science of The Total Environment* 161/162:433-439.

Mannio, J., Porvari, P., Vartiainen, T., Witick, A., Kinnunen, K. & Verta, M. 1997. Lake sediments as indicators of airborne pollution in Lapland. In: The AMAP Symposium on Environmental Pollution in the Arctic, Tromsø, Norway June 1-5, 1997, Publication of the AMAP Secretariat, Oslo. Norway. pp. 410-412.

Mannio, J., Suortti, A.-M. & Örn, M. 2002. Mercury and organochlorine contaminants in freshwater fish in Lapland, Finland. Second AMAP Symposium on Environmental Pollution of the Arctic, Rovaniemi, Finland, October 1-4, 2002. Extended abstracts, 3 p.

Mannio, J., Räike, A. & Vuorenmaa, J. 2000. Finnish Lake Survey 1995: Regional characteristics of lake chemistry. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27:362-367.

Melanen, M., Ekqvist, M., Mukherjee, A. B., Aunela-Tapola, L., Verta, M. ja Salmikangas, T. 1999. Raskasmetallien päästöt ilmaan Suomessa 1990-luvulla. Suomen ympäristö 329. Helsinki. 86 s.

Merentutkimuslaitos 1999. Kemikaalit ja kertymät. Ympäristömyrkyt merialueidemme silakassa. Ympäristö lehden katsaus 7/1999:23-24.

Moiseenko, T., Kudryavtseva, L. P., Rodyushkin, I. V., Dauvalter, V. D., Lukin, A. A. and Kashulin, N.A. 1995. Airborne contamination by heavy metals and aluminium in the freshwater ecosystems of the Kola Subarctic region (Russia). *Science of The Total Environment* 160/161:715-727.

Mussalo-Rauhamaa, H., Kantola, M., Seppänen, K., Soininen, L. and Koivusalo, M. 1996. Trends in the concentrations of mercury and selenium in inhabitants of northeastern Finnish Lapland in 1982-1991; pilot study. *Arct Med Res* 1996; 55:83-91.

Muutoksista arktisella alueella. <http://www.arctic.noaa.gov/index.shtml>

Mähönen, O. & Joki-Heiskala, P. (toim.) 1997. AMAP - Arktisen ympäristön tila ja Suomen Lappi. Suomen ympäristö 120. Helsinki. Edita. 96 s.

Mähönen, O. & Rissanen, J. (eds.) 2000. AMAP National Implementation Plan 1998-2003 Finland. The Finnish Environment. International Cooperation 393. Helsinki. 38 p.

Nakari, T., Suortti, A.-M. & Järvinen, O. 2002. Suomen ympäristökeskuksen sisä- ja rannikkovesien ympäristömyrkkyselurannan tulokset seuranta-kaudelta 1997-1999. Käsikirjoitus. 37 s.

Niemi, A., Venäläinen, E.-R., Hirvi, T. and Valtonen, M. 1993. Heavy metals in muscle, liver and kidney from Finnish elk in 1980-81 and 1990. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50:834-841.

Nriagu, J. O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338:47-49.

Nriagu, J. O. and Pacyna, J. M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333:134-139.

Näyhä, S., Korpela, H., Pyy, L. and Hassi, J. 1991. Effect of Soviet industry on blood cadmium in Finns. *Lancet* 1991; 338: 21/28:1593.

Odsjö, T., Asplund, L., Eriksson, U., Kärsrud, A.-S. and Litzén, K. 1998. Time Trends of HCHs and HCB in Muscle of Reindeer (*Rangifer tarandus*) from Lapland, Northern Sweden, 1983-1995. Proceedings from the 18th Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants, Stockholm, Sweden, August 17-21, 1998. In: Johansson, N., Bergman, Å., Broman, D., Håkansson, H., Jansson, B., Klasson Wehler, E., Poellinger, L. and Wahlström, B. (eds.). DIOXIN-98. Environmental Levels P35. Organohalogen Compounds 39:351-354.

- Oechel, W. C., Hastings, S. J., Vourlitis, G., Jenkins, M., Riechers, G. and Grulke, N. 1993. Recent change of Arctic tundra ecosystems from a net carbon dioxide sink to a source. *Nature* 361:520-523.
- Oechel, W. C., Vourlitis, G., Hastings, S. J., Zulueta, R. C., Hinzman, L. and Kane, D. 2000. Acclimation of ecosystem CO₂ exchange in the Alaskan Arctic in response to decadal climate warming. *Nature* 406, 978 B 981.
- Pacyna, J. M. and Pacyna, E. G. 2001. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Review* 9:269-298.
- Pacyna, E. G. and Pacyna, J. M. 2002. Global emission of mercury from anthropogenic sources in 1995. *Water, Air and Soil Pollution* 137:149-165.
- Paliskuntain yhdistys 2002. Internet-sivut. www.paliskunnat.fi
- Pankakoski, E., Koivisto, I., Hyvärinen, H. and Terhivuo, J. 1994. Shrews as indicators of heavy metal pollution. In: Merritt, J. F., Kirkland Jr., G. L. and Rose, R. K. (eds.). *Advances in the Biology of Shrews*. Pp. 137-149. Carnegie Museum of Natural History Special Publication 18, x + 458 s.
- Perkins, D. W., Hodgman, T. P., Owen, R. B. and Dimond, J. B. 1998. Long-term persistence of DDT in shrews, Soricidae, from Maine. *Canadian Field-Naturalist* 112(3):393-399.
- Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto 1996. Outokumpi Chrome Oy, Outokumpu Polarit Oy, Tornion tehtaiden velvoitetarkkailu v. 1995. Moniste.
- Porvari, P. ja Verta, M. 1998. Elohopea ja metyylilohopea tekoaltaissa ja Kemijoen vesistössä. Suomen ympäristö 175. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 59 s.
- PSV- Maa ja Vesi 2001. Avestapolarit Chrome Oy, Avestapolarit Stainless Oy, Tornion tehtaiden velvoitetarkkailu v. 2000. Moniste.
- Puro, A. 1992. Tornionjoen tulvasuojeluhankkeeseen liittyvät sedimenttitutkimukset vuonna 1992. Tutkimuksen monisteita 15. Lapin vesi- ja ympäristöpiiri. 10 s.
- Puro-Tahvanainen, A., Viitala, L., Lundvall, D., Brännström, G. ja Lundstedt, L. 2001. Tornionjoki - vesistön tila ja kuormitus. Torne älv - tillstånd och belastning. Alueelliset ympäristöjulkaisut 95. Lapin ympäristökeskus, Länsstyrelsen i Norrbottens län, 242 s.
- Rahola, T. 2002. Behaviour of cesium-137 in Finnish Lapps. Second AMAP International Symposium on Environmental Pollution of the Arctic. Rovaniemi, Finland. 1-4 October, 2002.
- Reimann, C., Niskavaara, H., Kashulina, G., Filzmoser, P., Boyd, R., Volden, T., Tomilina, O. and Bogatyrev, I. 2001. Critical remarks on the use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for monitoring of airborne pollution. *Environmental Pollution* 113:41-57.
- Reimann, C., Siewers, U., Tärvinen, T., Bityukova, L., Eriksson, J., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Lukashev, V., Matinian, N.N., and Pasieczna, A. 2000. Baltic soil survey: total concentrations of major and selected trace elements in arable soils from 10 countries around the Baltic Sea. *The Science of the Total Environment*, 257 (2-3):155-170.
- Reimann, C., Åyräs, M., Chekushin, V., Bogatyrev, I., Boyd, R., de Caritat, P., Dutter, D., Finne, T. E., Halleraker, J. H., Jäger, O., Kashulina, G., Lehto, O., Niskavaara, H., Pavlov, V., Räisänen, M. L., Strand, T. and Volden, T. 1998. *Environmental Geochemical Atlas of the Central Barents Region*. NGU-GTK-CKE Spec. Publ., Grytting AS, 745 p.
- Repo, K. 2001. Kemikaalit ja kertymät. Teolliset kyllästeet. Ympäristö lehden kat-saus 7/2001, s.19.
- Riissanen, N. ja Härkönen, J. (toim.) 2001. Lapin metsäohjelma 2001-2005. Metsäkeskus Lappi. 48 s.
- Rintala, R., Venäläinen, E.-R. & Hirvi, T. 1995. Heavy metals in muscle, liver and kidney from Finnish reindeer in 1990-91 and 1991-92. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54:158-165.
- Rissanen, K. 1998. Kuhmon peurojen ja Suomen porojen cesium-tason vertailu. *Poromies* 4-5:2-44.

- Rissanen, K., Kostianen, E., Ylipietä, J., Salminen, R. and Chekushin, V. 2002. The first Chernobyl fallout plume still visible in humus layers in Arctic and Subarctic regions of North East Europe. Second AMAP International Symposium on Environmental Pollution of the Arctic. Rovaniemi, Finland. 1–4 October, 2002.
- Rissanen, K. and Rahola, T. 1990. Radiocesium in lichen and reindeer after the Chernobyl accident. *Rangifer*, Special Issue No.3, 1990:55-61.
- Rissanen, K., Rahola, T., Illukka, E. and Alftan, A. 1987. Radioactivity in reindeer, game and fish in Finnish Lapland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A63. Supplement 8 to Annual Report STUK-A55. Säteilyturvakeskus, Helsinki.
- Rissanen, K., Ylipietä, J. & Niskala, P. 2002. ¹³⁷Cs concentrations in reindeer meat in the Paistunturi, Ivalo and Kemin Sompio reindeer-grazing co-operatives during 1986-2000. In XIIIth Ordinary Meeting of the Nordic Society for Radiation Protection, Radiological protection in the 2000s - Theory and Practice. Turku, Finland. 25-29.8.2002.
- Rissanen, K., Ylipietä, J. & Norokorpi, Y. 2001. Time trends of ¹³⁷Cs in wild mushrooms - influence on reindeer after a nuclear accident. *Rangifer Report* No.5 2001:75-76.
- Rognerud, S. and Fjeld, E. 1993. Regional survey of heavy metals in lake sediments in Norway. *Ambio* 22:206-212.
- Rognerud, S. and Fjeld, E. 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *Ambio* 30:11-19.
- Rognerud, S., Skotvold, T., Fjeld, E., Norton, S.A. and Hobaek, A. 1998. Concentration of trace elements in recent and preindustrial sediments from Norwegian and Russian Arctic lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:1512-1523.
- Ruoho-Airola, T. and Salmi, T. 2002. Heavy metal deposition in the Finnish Arctic - Status and trends. Second AMAP International Symposium on Environmental Pollution of the Arctic, Rovaniemi, Finland, 1-4 October, 2002. Extended Abstracts, 3 p.
- Rühling, Å. (ed.). 1994. Atmospheric heavy metal deposition in Europe B estimation based on moss analysis. *Nord* 1994:9. 53 p.
- Rühling, Å. and Steinnes, E. (eds.). 1998. Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. *Nord* 1998:15. 67 p.
- Räisänen, J. 2001. CO₂-induced climate change in the Arctic area in the CMIP2 experiments. SMHI, SWECLIM Newsletter, No. 11 (Nov 2001).
- Salminen, R. (toim.) 1995. Alueellinen geokemiallinen kartoitus Suomessa 1982-1994. Summary: Regional Geochemical Mapping in Finland in 1982-1994. Geologian tutkimuskeskus - Geological Survey of Finland, Tutkimusraportti - Report of Investigation 130. 47 s. 24 liitettä.
- Salminen, R. 2000. FOREGS Geochemical Baseline Mapping Programme. [Electronic resource]. In: 31st International Geological Congress, Rio de Janeiro, - Brazil, August 6-17, 2000. Abstracts Volume. Geological Survey of Brazil. Optical disc (CD-ROM). URL: www.31igc.org.
- Salminen, R., Chekushin, V. & Tenhola, M. 2001. Barents Ecogeochemistry B Laaja geokemiallinen baseline ohjelma Luoteis-Venäjällä ja Suomessa. Geologian tutkimuskeskus B Geological Survey of Finland, Tutkimusraportti - Report of Investigation 153:56-58.
- Salonen, J. T., Seppänen, K., Lakka, T. A., Salonen, R. and Kaplan, G. A. 2002. Mercury accumulation and accelerated progression of carotid atherosclerosis: a population-based prospective 4-year follow-up study in men in eastern Finland. *Atherosclerosis* 2000; 148:265-27.
- Saxen, R. 2002. Long-term behaviour of ⁹⁰Cs and ¹³⁷Cs in surface water in Finland. In XIIIth Ordinary Meeting of the Nordic Society for Radiation Protection, Radiological protection in the 2000s - Theory and Practice. Turku, Finland 25-29.8.2002.
- Schroeder, W. H., Anlauf, K. G., Barrie, L.A., Lu, J. Y., Steffen, A., Schneeberger, D.R. and Berg, T. 1998. Arctic springtime depletion of mercury. *Nature* 394:331-332.
- Sellström, U., Jansson, B., Kirkegaard, A. and de Wit, C. 1993. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in biological samples from the Swedish environment. *Chemosphere* 26:1703-1718.

- Seppä, H. 1996. Post-glacial dynamics of vegetation and tree-lines in the far north of Fennoscandia. *Fennia* 174:1-96.
- Shore, R. F. and Douben, P. E. T. 1994. Predicting ecotoxicological impacts of environmental contaminants on terrestrial small mammals. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 134:68-74.
- Skjelkvåle, B. L., Andersen, T., Fjeld, E., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J. P. and Moiseenko, T. 2001. Heavy metal surveys in Nordic lakes: Concentrations, geographic patterns and relation to critical limits. *Ambio* 30:2-10.
- Skotvold, T., Wartena, E. M. M. & Rognerud, S. 1997. Heavy metals and persistent organic pollutants in sediments and fish from lakes in Northern and Arctic regions of Norway. *Akvaplan-niva report APN514.660.1*, 97 p.
- Soininen, L., Järvinen, S. & Pukkala, E. 2002. Cancer Incidence among Sami in Northern Finland 1979-1998. *Int. J. Cancer* 2002; 100:342-346.
- Spry, D. and Wiener, J. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low alkalinity lakes: a critical review. *Environmental Pollution* 71:243-304.
- Steinnes, E. and Andersson, E. M. 1991. Atmospheric deposition of mercury in Norway: Temporal and spatial trends. *Water, Air and Soil Pollution* 56:391-404.
- Steinnes, E., Berg, T. & Sjøbakk, T. E. 2001. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller I Norge. *Landsomfattende undersøkelse I 2000. Rapport 838/01. Statens foruensingstilsyn (SFT)*.
- Stohl, A. 1996. Trajectory statistics - A new method to establish source-receptor relationships of air pollutants and its application to the transport of particulate sulfate in Europe. *Atmospheric Environment* 30:579-587.
- Strandman, T., Koistinen, J. & Vartiainen, T. 2000. Bromatut difenyylietterit kalassa. *Ympäristö ja Terveys* 31(3):70-73.
- Suomen syöpärekisteri: Internet tilastot 2002. <http://www.cancerregistry.fi/v98/v980014.html>
- SYKE 2000. Haitallisten aineiden seuranta Pallaksella vuonna 2000. Matriiseina metsäpäästäinen, humus ja sadevesi. Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) seurantatietokanta. Helsinki.
- SYKE 2002a. Suomen ympäristökeskuksen raportointi päästöistä vuodelta 2000 UN/ECE CLRTAP sopimukseen, tammi-kuu 2002.
- SYKE 2002b. Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) seurantatietokanta, laskeuman laatu. Helsinki.
- Sörensen, N., Murata, K., Budtz-Jørgensen, E., Weihe, P. and Grandjean, P. 1999. Prenatal Methylmercury Exposure as a Cardiovascular Risk Factor at Seven Years of Age. *Epidemiology* 1999; 10:370-375.
- Takeuchi, T., Morikawa, N., Matsumoto, H. and Shiraishi, Y. A. 1962. Pathologic study of Minamata disease in Japan. *Acta Neuropathol. (Berl.)* 1962; 2:40-57.
- Tarvainen, T., Lahermo, P., Hatakka, T., Hukuri, P., Ilmasti, M., Juntunen, R., Karhu, J., Kortelainen, N., Nikkarinen, M. and Väisänen, U. 2001. Chemical Composition of Well Water in Finland B Main Results of the "One Thousand Wells" Project. *Geological Survey of Finland, Special Paper* 31:57-76.
- Tarvainen, T., Lahermo, P. & Mannio, J. 1997. Sources of trace metals in streams and headwater lakes in Finland. *Water, Air and Soil Pollution* 94:1-32.
- Taylor, P. R., Stelma, J. M. & Lawrence, C. E. 1989. The relation of polychlorinated biphenyls to birth weight and gestational age in the offspring of occupationally exposed mothers. *Am J Epidemiol* 1989; 129:395-406.
- Tervaniemi, O.-M. ja Arvola, P. 2000. Lehtislaatin raskasmetallipitoisuudet Torniossa v. 2000. PSV-Maa ja Vesi. Jaakko Pöyry Infra. Tutkimusraportti. 7 s.
- Tervaniemi, O.-M. ja Parviainen, J. 2000. Seinäsaammalten raskasmetallipitoisuudet Tornion-Kemin seudulla v. 2000. PSV-Maa ja Vesi. Jaakko Pöyry Infra. Tutkimusraportti. 17 s.
- Tikkanen, E. (toim.) 1995. Kuolan saastepäätöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurioprojektin loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, Metsäntutkimuslaitos. Gummerus, Jyväskylä. 232 s.
- Tilastokeskus 2002. Internet-sivut. www.tilastokeskus.fi
- Tolonen, K. and Turunen, J. 1996. Accumulation rates of carbon in mires in Finland and implications for climate change. *Holocene* 6:171-178.

- Tuomisto, J. ja Vartiainen, T. 1994. Dioksiini-
en kertyminen ravinnosta ihmisen
rasvakudokseen: taustaa riskinarvi-
oinnille. *Ympäristö ja terveys* 1994;7-
8:44-48.
- VAHTI- tietojärjestelmä. Ympäristöhallinto.
- Varo, P. and Koivistoinen, P. 1980. Mineral
element composition of Finnish
foods. XII General discussion and
nutritional evaluation. *Acta Agric.
Scand.*, suppl. 22:165-171.
- Vartiainen, T., Mannio, J., Korhonen, M., Kin-
nunen, K. and Strandman, T. 1997a.
Levels of PCDD, PCDF and PCB in
dated lake sediments in subarctic Fin-
land. *Chemosphere* 34 (5-7):1341-
1350.
- Vartiainen, T., Mannio, J. & Strandman, T.
1996. Concentrations of PCDDs,
PCDFs and coplanar PCBs in fish
from subarctic lakes in Finland. *Or-
ganohalogen Compounds*, Vol.25,
DIOXIN'96, 16th Int. Symp. on Chlo-
rinated Dioxins and Related Com-
pounds, Amsterdam, the Net-
herlands, Aug. 12-16, 1996.
- Vartiainen, T., Parmanne, R. & Hallikainen,
A. 1997b. Ympäristömyrkköjen kerty-
minen silakkaan. *Ympäristö ja Terveys*
31(3):65-69.
- Venäläinen, E.-R., Niemi, A. & Hirvi, T. 1996.
Heavy metals in tissues of hares in
Finland, 1980-82 and 1992-93. *Bull.
Environ. Contam. Toxicol.* 56:251-258.
- Verta, M. 2002. Lausunto Kitisen alueen kalo-
jen elohopeapitoisuuksista vuonna
2001-2002. Suomen ympäristökeskus.
18.7.2002.
- Verta, M., Mannio, J., Iivonen, P., Hirvi, J.-P.,
Järvinen, O. and Piepponen, S. 1990.
Trace metals in Finnish headwater la-
kes - effects of acidification and air-
borne load. In: Kauppi, P., Anttila, P.
and Kenttämies, K. (eds.). *Acidificati-
on in Finland*. Pp. 883-908. Springer-
Verlag.
- Verta, M., Rissanen, J., Porvari, P. ja Jälkö, L.
2002. Elohopean seuranta kalastossa.
Väliraportti 25.4.2002. Moniste.
- Vuorinen, P., Koistinen, J., Paasivirta, J., Vuo-
rinen, M. and Hoikka, J. 1995. Po-
lychlorinated diphenyl ethers and
chlorophenolic compounds in salmon
(*Salmo salar*) from the Arctic Teno ri-
ver compared to the Baltic Sea. In:
Munawar, M. and Luotola, M. (eds.).
The contaminants in the Nordic
ecosystem: Dynamics, processes and
fate. *Ecovision World Monographs*,
SPB Academic Publishers, 125-133.
- Vuorinen, P., Vartiainen, T. & Keinänen, M.
1997. Polychlorinated dibenzo-p-dio-
xins, dibenzofurans and biphenyls in
salmon (*Salmo salar*, L.) from the
southern Baltic Sea and the Arctic Te-
nojoki River. In: Vartiainen, T. and
Komulainen, H. (eds.). 7th Nordic
Symposium on Organic Pollutants,
Kuopio Univ. Publ. C, Natural and
Environmental Sciences 68:104-107.
- WHO 1976. Polychlorinated Biphenyls and
Terphenyls. *Environmental Health
Criteria* 2. World Health Organizati-
on, Geneva.
- WHO 1990. *Environmental Health Criteria*
101. Methylmercury. Geneva.
- Wängberg, I. and Munthe, J. 2001. Atmos-
pheric mercury in Sweden, northern
Finland and northern Europe; Results
from national monitoring and Euro-
pean research. IVL report B1399, IVL
Swedish Environmental Research In-
stitute Ltd., Göteborg. 16 p.
- Ylimaunu, J. 2001. Kromin ympäristö- ja ter-
veysvaikutukset selvitys. Avesta Po-
larit. 34 s.



Kansainvälisen AMAP-työryhmän arviointi arktisen alueen saastumisesta 2002

Johtopäätökset ja suositukset

Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma (Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP) perustettiin vuonna 1991. Sen tehtävänä on seurata ja arvioida ihmisen toiminnasta peräisin olevien saasteiden tasoa ja niiden vaikutuksia arktisen alueen ympäristöön. Vuonna 1997 julkaistiin ensimmäinen AMAP-raportti, *Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report* (AMAP 1997) ja vuonna 1998 perusteellinen tieteellinen raportti (AMAP 1998).

Arviointi osoitti, että arktinen alue, Arktis, on läheisessä yhteydessä muuhun maailmaan ja sinne kulkeutuu saasteita hyvinkin kaukana sijaitsevista päästölähteistä. Raporttien perusteella Arktisen neuvoston ministerikokous päätti tehostaa ympäristösaasteiden vähentämiseen tähtääviä toimia sekä edistää kansainvälistä yhteistyötä huomion kiinnittämiseksi AMAP-ohjelman raportointiin vakaviin saasteongelmiin.

AMAP-arvioinnin tulokset auttoivat suuresti pysyviä orgaanisia ympäristömyrkkyyä (Persistent Organic Pollutants, POPs) ja raskasmetalleja koskevien LRTAP-sopimuspöytäkirjojen (United Nations Economic Commission for Europe's Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) loppuunsaattamisessa. Lisäksi ne osoittivat tärkeäksi luoda pysyviä orgaanisia ympäristömyrkkyyä koskeva maailmanlaajuinen sopimus, mikä saatiin aikaan vuonna 2001 Tukholmassa (Stockholm Convention). Yhdisteiden pysyvyys, kaukokulkeutuminen ja kertyminen ympäristöön ovat tärkeimmät ominaisuudet, joiden perusteella yhdisteitä lisätään sopimusten piiriin. Mahdollisesti

lisättävien ympäristömyrkkyyden arvioinnissa ja sopimusten tehokkuutta arvioitaessa voidaan käyttää AMAP-ohjelmasta saatavaa tietoa ympäristömyrkkyyden kertymisestä arktiselle alueelle.

Arktinen neuvosto päätti myös yhteisistä toimenpiteistä arktisen alueen saastumisen vähentämiseksi. AMAP-raporttien välittömänä seurauksena perustettiin toimintasuunnitelma arktisen alueen saastumisen torjumiseksi, ACAP (Arctic Council Action Plan to Eliminate Pollution of the Arctic), joka painottuu AMAP-työryhmän määrittelemiin päästölähteisiin. ACAP hyväksyttiin vuonna 2000 ja sen yhteydessä aloitettiin useita projekteja. Lisäksi AMAP-raporttien tietoja käytettiin, kun hyväksyttiin Arktisen meriympäristön suojelutyöryhmän (Protection of the Arctic Marine Environment, PAME) kehittämä ohjelma, jonka tavoitteena on vähentää maa-alueilta arktiselle merialueelle tulevaa kuormitusta (Arctic Council. Regional Programme of Action for the Protection of the Arctic Marine Environment from Land-based Activities, RPA). Arktinen neuvosto hyväksyi ohjelman vuonna 1998.

Ensimmäisen arvioinnin jälkeen AMAP-työryhmälle annettiin tehtäväksi jatkaa toimintaansa ja päivittää raportit pysyvien orgaanisten ympäristömyrkkyyden, raskasmetallien, radioaktiivisuuden ja ihmisen terveyden tasosta ja haitallisten aineiden kulkeutumisreiteistä vuonna 2002. Tulokset esitetään viidessä tieteellisessä raportissa ja niihin perustuvassa kansantajuisessa raportissa. Tämä yhteenveto sisältää vuoden 2002 AMAP-arviointien tärkeimmät johtopäätökset ja suositukset.

1. Kansainväliset sopimukset ja toimenpiteet

Kuten edellä on mainittu, LRTAP-sopimuspöytäkirjat ja Tukholman sopimus ovat olennaisen tärkeitä asiakirjoja arktisen alueen saastumisen vähentämiseksi. Niillä ei ole kuitenkaan vaikutusta ennen kuin ne on ratifioitu ja pantu täytäntöön.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Raskasmetalleja ja pysyviä orgaanisia ympäristömyrkyjä koskevat UN-ECE:n LRTAP-sopimuspöytäkirjat ratifioidaan ja pannaan täytäntöön.**
- **Pysyviä orgaanisia ympäristömyrkyjä koskeva Tukholman sopimus ratifioidaan ja pannaan täytäntöön.**

Näitä sopimuksia tukevat erityissuosittukset seurannan toteuttamiseksi on esitetty seuraavissa kohdissa.

2. Pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt

Arvioinnissa kiinnitetään huomiota useisiin haitallisiin aineisiin, joista osa on jo jonkin aikaa tutkittuja yhdisteitä ja osa vasta äskettäin ympäristöstä löydettyjä yhdisteitä. Vuoden 1997 AMAP-arvioinnin perusteella voitiin osoittaa, että pysyvien orgaanisten ympäristömyrkyjen taso on arktisella alueella yleensä alhaisempi kuin lauhkeammilla alueilla. On kuitenkin osoitettu, että monien biologisten ja fysikaalisten prosessien seurauksena pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt kertyvät joihinkin eliöihin ja tietyille alueille, mikä johtaa joissakin tapauksissa korkeisiin pitoisuuksiin arktisella alueella. Uusin AMAP-arviointi osoittaa, että ensimmäisessä arvioinnissa esitetyt johtopäätökset ja suositukset pätevät edelleen. Lisäksi:

On voitu selvästi osoittaa, että:

Tietyissä arktisissa eläinlajeissa on korkeita POP-pitoisuuksia, erityisesti merellisten ravintoketjujen huipulla olevissa eläinlajeissa sekä petolinnuissa. Tällaisia lajeja ovat naali, merinisäkkäät, kuten jääkarhu, pitkäeväpallopäävalas, miekkavalas, pyöriäinen, lahtivalas, sarvivalas, maitovalas, grönlanninhylje, pohjanmerikarhu, jotkut merilinnut, kuten isokihu, merilokki, isolokki, sekä jotkut petolinnut, kuten muuttohaukka.

Suurin osa arktisessa ympäristössä havaituista orgaanisista ympäristömyrkyistä on peräisin kaukana arktisen alueen ulkopuolella olevilta alueilta. Myrkyt kulkeutuvat arktiselle alueelle alueellisten ja maailmanlaajuisten prosessien seurauksena ja biologiset mekanismit rikastavat ne korkeiksi pitoisuuksiksi tiettyihin eliölajeihin. Lukuisia potentiaalisia päästöalueita on tunnistettu sekä arktiselta alueelta että sen ulkopuolelta. Saasteiden paikalliset kulkeutumismekanismit tunnetaan nykyisin paremmin, mikä on korostanut alueellisten prosessien ja lähteiden merkitystä, kun selitetään saasteiden tason maantieteellistä vaihtelua.

On voitu osoittaa, että:

Haitallisia vaikutuksia on havaittu joissakin arktisen alueen osissa eniten altistuneissa tai herkissä lajeissa. Monet äskettäin valmistuneet tutkimukset osoittavat, että useissa arktisissa eläinlajeissa esiintyy vaikutuksia, joita yleensä tavataan kroonisesti POP-yhdisteille altistuneissa ei-arktisissa lajeissa. Jääkarhujen ja pohjanmerikarhujen heikentyneet immuunivaste on lisännyt niiden tulehdusalttiutta. Isolokeissa on havaittu immunologisia vaikutuksia, käyttäytymishäiriöitä ja lisääntymiskyvyn vähentymistä sekä aikuisten yksilöiden lisääntynyttä kuolleisuutta. Muuttohaukat ovat kärsineet munankuoren ohentumisesta ja lisääntymisongelmista. Kotiloissa on havaittu tributyylitinan aiheuttamia lisääntymishäiriöitä.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **AMAP tehostaa tutkimuksia tavoitteena selvittää vaikutukset korkeille POP-pitoisuuksille altistuneissa arktisissa eläinlajeissa ja yhdistää nämä tiedot kokonaiskäsitykseksi yleisistä populaatioihin kohdistuvista ja terveysvaikutuksista.** Vasta tämän jälkeen voidaan arvioida, ovatko ehdotetut ja nykyiset päästörajoitukset (esim. LRTAP- ja Tukholman sopimuksissa) riittäviä suojelemaan ympäristöä.

On voitu osoittaa, että:

Joidenkin POP-yhdisteiden pitoisuuksien on havaittu alenevan useimmissa arktisissa eläinlajeissa ja ympäristöissä, mutta muutosnopeus vaihtelee suuresti paikasta, ympäristöstä ja eläinlajista riippuen. Pitoisuuksien aleneminen selittyy pienentyneistä POP-päästöistä ympäristöön. Esimerkiksi alfa-HCH-pitoisuuksien aleneminen ilmassa on yhteydessä sen käytön vähenemiseen maailmassa, mutta pitoisuuksien aleneminen merieliöstössä on huomattavasti hitaampaa, koska alfa-HCH:ta on varastoitunut suuret määrät maailman meriin.

Muut POP-yhdisteet eivät ole juurikaan vähentyneet, itse asiassa joidenkin pitoisuudet ovat kasvaneet huolimatta pienentyneistä päästöistä. Tämä ilmentää sitä, että pitoisuuksien aleneminen eliöstössä tapahtuu usein vasta pitkän ajan kuluttua päästörajoitusten käyttöönotosta, kuten on havaittu PCB:n, toksafeenin ja beeta-HCH:n kohdalla.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **AMAP jatkaa POP-pitoisuuksien muutosten seuranta tietyissä ympäristöissä ja eliöstöissä.** Näin on mahdollista arvioida, onko LRTAP-sopimuspöytäkirjoissa ja Tukholman sopimuksessa ehdotetuilla toimenpiteillä pystytty alentamaan POP-pitoisuuksia arktisella alueella.

On voitu osoittaa, että:

Muut kuin LRTAP-pöytäkirjoihin ja Tukholman sopimukseen sisältyvät POP-yhdisteet saattavat arktisella alueella olla tasolla tai lähestyä tasoa, joka voi edellyttää alueellisia tai maailmanlaajuisia toimenpiteitä. Esimerkiksi arktisesta ilmasta ja eliöstöstä on mitattu bromia sisältäviä palonestoaineita, kuten polybromattuja difenyyliettereitä (PBDEs), polykloorattuja naftaleeneja (PCNs) sekä joitakin nykyisin käytössä olevia hyönteismyrkkyjä, kuten endosulfaania. PBDE-pitoisuuksien on havaittu lisääntyneen Kanadan arktisilla alueilla.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **AMAP ylläpitää nykyisin käytössä olevien POP-yhdisteiden seuranta- valmiutta arktisella alueella.** Näin arktisten maiden on mahdollista reagoida ajoissa havaittaessa merkkejä orgaanisten ympäristömyrkköjen kertymisestä arktiselle alueelle, jolloin voidaan ryhtyä ennalta ehkäiseviin toimenpiteisiin saastumisen minimoimiseksi ennen kuin tilanne muuttuu liian vakavaksi.

3. Raskasmetallit

AMAP-seurannan keskeisimmät raskasmetallit ovat elohopea, lyijy ja kadmium.

On voitu selvästi osoittaa, että:

Arktisella alueella elohopeaa laskeutuu ilmakehästä maahan lumen kautta muodossa, mikä voi siirtyä eliöstöön. Ajoittain esiintyy voimistuneita laskeumajaksoja. Tämä äskettäin havaittu prosessi on yhteydessä keväiseen auringon esille tuloon kaamoksen jälkeen (polar sunrise) ja on ominaista vain korkeille leveysasteille. Tämän seurauksena syntyvät suuret elohopealasjeumat saattavat merkitä, että Arktis on maailmanlaajuisen elohopeakierron nielu tavalla, jota aikaisemmin ei ole lainkaan tiedetty.

On voitu osoittaa, että:

Osa laskeutuneesta elohopeasta pääsee ympäristöön lumen sulaessa ja voi siirtyä eläimiin ja kasveihin niiden lisääntymisen ja nopean kasvun aikana. Tämä saattaa olla päämekanismi elohopean siirtymiselle ilmakehästä arktisen alueen ravintoketjuihin, vaikka tietämys mekanismista on vielä hyvin puutteellinen.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Arktinen neuvosto tukee elohopeakiertoon ja -kertymään liittyvien kriittisten tekijöiden tutkimuksen laajentamista ja nopeuttamista arktisella alueella.** Tutkimuskohteina tulisi olla kaukokulkeutuminen, elohopean laskeutumismekanismit, biologiin altistukseen ja vaikutukseen johtavat prosessit sekä ilmaston vaihtelevuuden ja muutoksen vaikutus näihin prosesseihin.

On voitu osoittaa, että:

Huolimatta siitä, että elohopeapäästöt ovat vähentyneet merkittävästi Pohjois-Amerikassa ja Länsi-Euroopassa 1980-luvulla, maapallon mittakaavassa ne itse asiassa saattavat olla lisääntymässä. Jätteenpoltosta syntyviä elohopeapäästöjä on todennäköisesti aliarvioitu. Hiilenpoltto pienissä voimaloissa ja asuntojen lämmitys hiiltä polttamalla, pääasiassa Aasiassa, ovat nykyisin suurimpia potentiaalisia elohopeapäästöjen lähteitä. Taloudellinen ja väestönkasvu tällä alueella lisää todennäköisesti merkittävästi näitä päästöjä.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Arktinen neuvosto tukee maailmanlaajuisella, alueellisella ja kansallisella tasolla pyrkimyksiä selvittää määrällisesti kaikki elohopealähteet ja raportoida selvitysten tulokset yhdenmukaisella tavalla säännöllisin väliajoin päästötietojen parantamiseksi.** Erityisesti tulisi selvittää päästöt, jotka ovat peräisin hiilenpoltosta asuntojen lämmityksessä ja pienissä voimaloissa sekä jätteenpoltosta.

On voitu selvästi osoittaa, että:

Merilintujen ja -nisäkkäiden elohopeapitoisuudet ovat kasvaneet Kanadan arktisella alueella, joitakin viitteitä kasvusta on myös Länsi-Grönlannista. Näiden pitoisuustasojen vaikutukset tunnetaan huonosti. Toisaalta on esimerkkejä pitoisuuksien pysymisestä ennallaan tai alenemisesta muilla alueilla, ehkä osoituksena paikallisten tai alueellisten prosessien merkityksestä.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **AMAP jatkaa elohopean pitoisuustasojen muutosten seurantaa ja vaikutusten arviointia tietyissä ympäristöissä ja eliöstöissä.** Näin on mahdollista arvioida, onko LRTAP-sopimuspöytäkirjoissa ehdotetuilla toimenpiteillä pystytty alentamaan elohopeapitoisuuksia arktisella alueella.

On voitu osoittaa, että:

Nykyinen elohopea-altistus aiheuttaa terveysriskin joillekin arktisen alueen ihmisille ja eläimille. Tällaisia riskejä ovat lievät käyttäytymishäiriöt.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Koska elohopea-altistusta voidaan maapallon mittakaavassa vähentää vain alueellisin ja maailmanlaajuisin toimenpitein, Arktinen neuvosto, tunnustaen UNEPin (United Nations Environment Programme) arviointityön merkityksen ja ehdotukset maailmanlaajuisiksi toimenpiteiksi, ryhtyy tarvittaviin toimiin varmistaakseen, että arktisen ympäristön suojeiluun kiinnitetään riittävästi huomiota, ja tukee alueellisten ja maailmanlaajuisen toimenpiteiden kehittämistä.**

On voitu selvästi osoittaa, että:

Lyijylaskeuman määrä on vähentynyt dramaattisesti niillä arktisilla alueilla, joilla lyijypitoisen bensiinin käyttö on kielletty. Lyijypitoisen bensiinin käytöstä luopuminen koko arktisella alueella pienentää lyijyaltistusta myös muissa arktisen alueen osissa. Pitoisuus-

det luonnonvaraisissa eläimissä ja kaloissa eivät ole mitattavissa määrin laskeneet, mikä todennäköisesti selittyy maaperään ja sedimentteihin varastoituneesta suuresta lyijymäärästä, josta lyijyä siirtyy eliöihin. Ympäristön lyijypitoisuuksien odotetaan kuitenkin alenevan ajan mittaan, mikäli nykyinen suuntaus jatkuu.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Arktinen neuvosto tukee jatkuvia ponnistuksia lopettaa lyijypitoisen bensiinin käyttö koko arktisella alueella.**

On voitu selvästi osoittaa, että:

Tietyissä arktisen alueen osissa ympäristön lyijypitoisuudet ovat kohonneet metsästäjien aikaisemmin tai vieläkin käyttämien lyijyhaulien vuoksi. Vaikka lyijyhaulien käyttö on kielletty esim. Alaskassa, uhanalaisten haahkojen (Stellerin haahkan Yhdysvaltain populaatiot) verestä on mitattu lintujen toksisuuden raja-arvot ylittäviä lyijypitoisuuksia, mikä on voinut aiheuttaa havaitut pesinnän epäonnistumiset. Grönlannissa lyijyhaulien epäillään olevan merkittävä syy ihmisen altistumiseen lyijylle ravinnon kautta.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Arktinen neuvosto edistää lyijyhaulien käytön täydellistä kieltämistä arktisella alueella ja kiellon noudattamisen tehokasta valvontaa.**

On voitu osoittaa, että:

Kadmiumia esiintyy tietyissä merilinnuissa suurina, jopa munuaisvaurioita aiheuttavina pitoisuuksina. Elottomassa ja elollisessa ympäristössä esiintyvää kadmiumia koskevien seurantatietojen perusteella kehityssuuntia tai vaikutuksia ei ole pystytty varmasti osoittamaan. Tiedetään kuitenkin, että kadmiumia kertyy lintuihin ja nisäkkäisiin, mutta mahdollisista vaikutuksista ei ole riittävästi tietoa.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Kadmiumpitoisuuksien seurantaa jatketaan arktisella alueella ihmisen altistumisen arvioimiseksi.**

On voitu osoittaa, että:

Platina-, palladium- ja rodiumpitoisuudet lumessa ja jäässä ovat kasvaneet nopeasti Grönlannissa 1970-luvulta lähtien. Näitä alkuaineita käytetään autojen katalysaattoreissa hiilivetypäästöjen vähentämiseksi. Tietämys niiden myrkyllisyydestä ja kertymisestä elolliseen ympäristöön on erittäin puutteellista, mikä estää niiden mahdollisten vaikutusten arvioinnin arktisella alueella.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **AMAP selvittää platinan, palladiumin ja rodiumin seurannan tarpeen arktisella alueella.**

4. Radioaktiivisuus

Radioaktiivisuuden arvioinnissa keskitytään keinotekoisii radionuklideihin ja ihmisen toiminnasta johtuvaan säteilyaltistukseen.

On voitu selvästi osoittaa, että:

Yleisesti ottaen ihmisen toiminnasta aiheutuvien radionuklidien tasot ovat laskussa arktisella alueella. Suurin osa arktisen maa-alueen radioaktiivisesta saastumisesta johtuu vuosina 1945 - 1980 tehdyistä ydinasekokeista. Joillakin alueilla merkittävin lähde on vuonna 1986 tapahtuneen Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden laskeuma. Arktisessa meriympäristössä radionuklidien päälähteet ovat Sellafieldissä ja Cap de La Haguessa sijaitsevat Euroopan ydinpolttoaineen jälleenkäsittelylaitokset.

Jälleenkäsittelylaitosten päästöt ovat viime vuosina kuitenkin lisänneet eräiden radionuklidien, erityisesti teknetium-99:n ja jodi-129:n, määrää Euroopan puoleisissa arktisissa merissä.

Väestöön nykyisin kohdistuvat säteilyannokset ovat alhaiset, mutta joidenkin Euroopassa myytävien merenelävistä valmistettujen elintarvikkeiden teknetium-tasot ylittävät EU:n lastenruuille asettamat viranomaisten toimenpiteitä edellyttävät tasot ja ovat lähellä aikuisille asetettuja tasoja.

Teknetiumia koskevat tiedot tekevät entistä merkittävämmäksi suosituk- sen, jonka AMAP antoi Arktiselle neuvostolle Barrow'ssa vuonna 2000:

- "Arktinen neuvosto kannustaa Yhdistyneitä Kuningaskuntia vähentämään Sellafieldin ydinvoimalaitok- sen teknetium-päästöjä meriympä- ristöön ottamalla käyttöön saatavil- la olevaa teknologiaa."

On voitu osoittaa, että:

Sedimentteihin varastoituneet radio- nuklidit ovat tällä hetkellä plutoniumin ja cesium-137:n lähde arktiselle alu- eelle. Vanhempien Irlanninmeren se- dimentteihin varastoituneiden päästö- jen, kuten Sellafieldin päästöjen (erityi- sesti cesium-137 ja plutonium), on ha- vaittu lähteneen uudestaan liikkeelle ja ne ovat nykyisin säteilylähde arktiselle alueelle. Vaikka näiden radionuklidien päästöt ydinpolttoaineen jälleenkäsit- telylaitoksista ovat vähentyneet, pääs- töt ympäristölähteistä, kuten Irlannin- meren ja Itämeren kontaminoituneista sedimenteistä havaitaan arktisella alu- eella.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- Arktinen neuvosto tukee yksityis- kohtaisempia tutkimuksia sediment- teihin varastoituneiden radionuklidi- en liikkeelle lähtemisestä ja sen mahdollisesta vaikutuksesta arkti- seen alueeseen.

On ilmeistä, että:

Radionuklidien määrästä lukuisissa läh- teissä ja potentiaalissa lähteissä arktisel- la alueella on edelleen epävarmuutta. Tiedonsaanti siviili- ja sotilaallisista sä- teilylähteistä on jatkuva ongelma.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- Arktinen neuvosto kehottaa suurem- paan avoimuuteen liittyen salassa pi- dettyihin tietoihin eri säteilylähteis- tä.

On selvästi osoitettu, että:

Verrattuna maailman muihin alueisiin Arktiksessa on laajoja alueita, jotka ovat erittäin haavoittuvia radioaktiiviselle saastumiselle. Tämä johtuu ihmisten ruokavalion, kasvillisuuden ja eläimis- tön erityispiirteistä sekä maan ja luon- nonvarojen käyttötavoista. AMAP-oh- jelman piiriin kuuluvilla maa-alueilla on huomattavaa vaihtelua herkkyydessä johtuen erityispiirteiden eroista. Sen si- jaan meriympäristössä herkkyyys radio- nuklidien päästöille on suhteellisen ta- saista ja verrattavissa maapallon mui- hin alueisiin. Herkkien alueiden kartat yhdistettyinä laskeumakarttoihin voi- vat olla hyödyllisiä ydinonnettomuus- tilanteessa. Herkkyystiedot ovat tärkei- tä valmiussuunnitelmia tehtäessä.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- AMAP selvittää arktisen alueen herk- kyyden radioaktiivisuudelle ja radio- aktiivisuuden vaikutukset arktiseen alueeseen sekä niiden seuraukset valmiussuunnitteluun.

On ilmeistä, että:

Riskien vähentämistoimenpiteiden suunnittelussa on tärkeää käyttää hy- väksi arviointiohjelmia, ja vastatoimen- piteiden tärkeysjärjestys on määriteltä- vä suhteessa ydintoiminnasta aiheutu- vien uhkien, erityisesti onnettomuuk- sien, laajuuteen ja suuruusluokkaan. Vastatoimenpiteillä voi olla myös kiel- teinen vaikutus väestöön ja ympäris- töön, minkä vuoksi tällaisten hankkei- den tarve on tarkkaan harkittava yhdes- sä ympäristövaikutusten arviointien kanssa ennen kuin niihin ryhdytään. AMAP-työryhmän mielestä tähän men- nessä näin ei ole aina tehty.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- Toteutetaan riskien ja vaikutusten arviointiohjelmat ennen riskien vähentämiseen tähtääviä toimenpiteitä.
- Suoritetaan riskien ja ympäristövaikutusten arvioinnit, mukaan lukien onnettomuusskenaariot, koskien ydinjätteen ja -polttoaineen kuljetusta arktisella alueella ja lähialueilla sekä näille alueille suunniteltuja varastoja ja jälleenkäsittelylaitoksia.

On ilmeistä, että:

Erityistä huomiota on kiinnitettävä ympäristön suojeluun radioaktiivisuuden vaikutuksilta. Nykyinen säteilysuojelujärjestelmä perustuu täysin ihmisen terveyden suojelemiseen. Tämä lähestymistapa ei ota riittävästi huomioon ympäristövahinkoja Arktiksen kaltaisilla alueilla, joilla väestötiheys on alhainen. Äskettäin on saavutettu kansainvälinen yhteisymmärrys tarpeesta tehostaa toimenpiteitä myös ympäristön suojeluun tarkoitetun järjestelmän luomiseksi mahdollisimman pian. Kansainvälinen radioekologiayhdistys (International Union of Radioecology, IUR) oli AMAP-työryhmän tukemana ensimmäisten joukossa suosittamassa ja esittämässä tällaisen järjestelmän luomista.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **AMAP osallistuu aktiivisesti pyrki- myksiin sellaisen ympäristönsuojelujärjestelmän luomisessa, jossa otetaan erityinen vastuu arktisesta ympäristöstä.** Tähän tulisi sisältyä ympäristön suojelun liittäminen osaksi seurantastrategioita ja arviointitoimia.

On huomattava, että:

Edellisen AMAP-arvioinnin jälkeen eräät Venäjän ydinvoimalaitokset ja muut ydinlaitokset, joilla on arktisen alueen kannalta merkitystä, ovat ottaneet käyttöön ydinturvallisuusohjelmia.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Arktinen neuvosto jatkaa yhteistyötä Venäjän kanssa ydinlaitosten ja ydinjätteen säilytyspaikkojen turvallisuuden ja suojauksen parantamiseksi.**

5. Ihmisen terveys

Ihmisen terveyttä koskevassa arvioinnissa käsiteltiin ympäristösaasteille altistumiseen liittyviä terveysriskejä suhteessa sellaisiin elintapoihin liittyviin tekijöihin, jotka vaikuttavat terveyteen. Tämä arviointi oli maantieteellisesti kattava ja vahvasti ensimmäisen arvioinnin johtopäätökset ja suositukset.

On voitu selvästi osoittaa, että:

Arktisen alueen ihmisistä Grönlannin ja Kanadan inuitit ovat eniten altistuneet useille pysyville orgaanisille ympäristömyrkyille (POP) ja elohopealle. Altistuminen liittyy meressä elävien lajien käyttöön osana perinteistä ruokavaliota. Ajallista muutosta altistumisessa POP-yhdisteille ei ole toistaiseksi havaittu. Altistuminen elohopealle on lisääntynyt monissa osissa arktista aluetta, kun taas altistuminen lyijylle on vähentynyt.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Ihmisen altistumista elohopealle, tärkeimmille POP-yhdisteille, mukaan lukien dioksiinit ja dioksiinien kaltaiset yhdisteet, ja muille haitallisille kemikaaleille seurataan edelleen, jotta voidaan arvioida riskit ja analysoida maantieteelliset kehityssuunnat sekä aloittaa altistumisen ajallisten muutosten kartoitus.**

On voitu osoittaa, että:

Tietyissä osissa arktista aluetta esiintyy lieviä terveysvaikutuksia, jotka johtuvat altistumisesta perinteisten ruokien sisältämille ympäristömyrkyille, erityisesti elohopealle ja PCB:lle. Havainto-

jen mukaan suurimpia huolenaiheita ovat vaikutukset sikiönkehitykseen ja vastasyntyneille. Arktisella alueella vaikutuksiltaan dioksiinien kaltaisten yhdisteiden joutuminen ihmisen elimistöön on erittäin huolestuttavaa, minkä äskettäin Grönlannista saadut tulokset vahvistavat. On todettu, että väestö altistuu lisääntyvässä määrin käytössä oleville kemikaaleille, kuten bromatuille palonestoaineille. Ihmisten kudoksista odotetaan löytyvän myös polykloorattuja naftaleeneja (PCNs). Joidenkin näistä yhdisteistä arvellaan lisäävän dioksiinien kaltaista myrkkyyvaikutusta ihmisessä. AMAP-ohjelman ihmisen terveyden seurantaohjelma sisältää useita vaikutusten arviointimittareita, alkaen molekyyllitason biomarkkereista epidemiologisten seurausten arviointiin.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **AMAP-työryhmän kehittämää ihmisen terveysvaikutusten seurantaohjelmaa sovelletaan aiempaa laajemmin, jotta ihmisen terveysriskejä voitaisiin paremmin arvioida, erityisesti sikiöiden ja vastasyntyneiden altistumisen osalta.**

On voitu selvästi osoittaa, että:

Arktisella alueella ruokavalio on tärkein ympäristömyrkyille altistumisen lähde osassa arktisia alueita. Ravinnon mukana ihmisiin tulevan elohopean ja PCB:n pitoisuudet ylittävät kansalliset raja-arvot. Lapsilla on todettu keskuhermoston toimintahäiriöitä. Myös elintapoihin liittyvien tekijöiden on todettu vaikuttavan joidenkin ympäristömyrkkyyjen kokonaiskertymään, esimerkiksi tupakanpolton kadmium. Arktisella alueella on saavutettu elohopean altistuksen vähenemistä paikallisten terveysohjelmien avulla, joissa on annettu neuvontaa perinteisten ruokien sisältämästä elohopeasta. Perinteisten ruokien fysiologiset ja ravitsemukselliset hyödyt tukevat tarvetta laatia ruokavaliota kos-

kevat suositukset haitta-hyötyanalyysin pohjalta. Rintaruokinnan terveys-hyötyjen vuoksi äideille on neuvottava, kuinka he perinteistä ruokavaliotaan muuttamalla voivat alen-taa rintamaitonsa myrkkypitoisuutta kuitenkin perinteisen ruokavalion ra-vintoarvot säilyttäen.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **Paikkakunnilla, joilla altistumistaso on kohonnut, tarjotaan lapsille ja lisääntymisissä oleville naisille ja miehille tasapainoista ruokavaliota koskevaa neuvontaa, joka on tarkkaan harkittua ja ottaa huomioon hyödyt ja haitat.** Kansallisten ja paikallisten terveysviranomaisten tulee kehittää neuvontatoimintaa kiinteässä yhteistyössä kyseisten yhteisöjen kanssa.
- **Tehostetaan perinteisten ruokien ravinto- ja haitta-ainesisällön tutkimusta niiden tarjoamien hyötyjen selvittämiseksi ja ympäristömyrkyille altistumisen arvioimiseksi, jotta terveysviranomaiset pystyvät tarvittaessa puuttumaan asiaan.**
- **Kannustusta rintaruokintaan jatketaan edelleen, koska siitä on hyötyä sekä äidille että lapselle.** Jos myrkkypitoisuudet kuitenkin kasvavat tai uudet tutkimustulokset osoittavat riskien kasvaneen, mahdollisten rajoitusten tarvetta on harkittava.

On huomattava, että:

Arktisen alueen väestön terveyden kannalta on äärimmäisen tärkeää, että maailmanlaajuisissa toimintasuunnitelmissa POP- ja elohopeapäästöjen vähentämiseksi otetaan huomioon ihmisen terveys arktisella alueella. Tukholman sopimuksen ja LRTAP-sopimuspyötkirjojen toteutumista arktisella alueella on tarkkaan seurattava, jotta voidaan arvioida onko niiden toimeenpano suojannut ihmisen terveyttä.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **AMAP osallistuu ihmisen altistumisen maailmanlaajuiseen seurantaan, joka aloitetaan POP-yhdisteitä koskevan Tukholman sopimuksen mukaisesti.**
- **Arktinen neuvosto seuraa UNEPin ehdotuksia maailmanlaajuisiksi toimenpiteiksi elohopeapäästöjen vähentämiseksi, ja vaikuttaa tarpeen mukaan siihen, että arktiselle alueelle ominaiset ihmisen terveyteen liittyvät ongelmat otetaan riittävästi huomioon.**

6. Muuttuvat kulkeutumisreitit

Kulkeutumisreittien arviointi tarjoaa tietoa odotettavissa olevista muutoksista haitallisten aineiden kulkeutumisreiteissä arktiselle alueelle, arktisella alueella ja arktiselta alueelta, joita voi tapahtua maailmanlaajuisen ilmaston muutoksen ja ilmaston vaihtelevuuden seurauksena.

On voitu osoittaa, että:

Ilmaston vaihtelevuudella ja maailmanlaajuisella ilmaston muutoksella on suuri vaikutus reitteihin ja mekanismeihin, jotka edesauttavat POP-yhdisteiden, raskasmetallien ja radionuklidien kul-

keutumista arktiselle alueelle. Kulkeutumisreitit ovat monimutkaisia, toisiinsa vaikuttavia prosesseja, jotka sisältävät hyvin monia tekijöitä, kuten lämpötilan, sademäärän, tuulet, valtamerivirrat sekä lumi- ja jääpeitteen. Ilmaston muutokset saattavat muuttaa myös haitallisten aineiden kulkeutumisreittejä ravintoketjuissa ja vaikutuksia eliöstöön. Maailmanlaajuisia muutosmalleja hyödyntävät tutkimukset ovat osoittaneet, että kulkeutumisreitit ilmassa ja valtamerissä, joita pitkin haitallisia aineita kulkeutuu arktiselle alueelle, arktisella alueella ja arktiselta alueelta, saattavat merkittävästi muuttua. Tämä merkitsee, että viime vuosikymmeninä koettu ilmaston vaihtelevuus voi olla ainakin osasy s havaittuihin muutossuuntauksiin haitallisten aineiden tasoissa.

Sen vuoksi suositellaan, että:

- **AMAP jatkaa tutkimuksia tavoitteena selvittää, miten ilmaston muutos ja vaihtelevuus mahdollisesti vaikuttaa POP-yhdisteiden, raskasmetallien ja radionuklidien kulkeutumiseen arktisessa ympäristössä sekä kertymiseen ja vaikutuksiin eliöstössä.** Näin arktiset maat pystyvät parempaan strategiseen suunnitteluun pohtiessaan haitallisia aineita koskevien nykyisten ja tulevaisuuden kansallisten, alueellisten ja maailmanlaajuisen toimenpiteiden tehokkuutta.

Kirjallisuus

AMAP 1997. Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo. 188 p.

AMAP 1998. Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo. 859 p.

AMAP 2002. Arctic Pollution 2002. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo. 111 p.

Kuvailulehti

Julkaisija	Lapin ympäristökeskus	Julkaisu-aika Syyskuu 2002
Tekijä(t)	Outi Mähönen (toim.)	
Julkaisun nimi	AMAP II - Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut		
Tiivistelmä	<p>Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma (Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP) on yksi Arktisen neuvoston neljästä ympäristöohjelmasta. Ohjelman tehtävänä on seurata ja arvioida ihmisen toiminnasta peräisin olevien saasteiden tasoa ja vaikutuksia arktisen ympäristön kaikilla osa-alueilla, mukaan lukien ihminen.</p> <p>AMAP julkaisi ensimmäisen arktisen ympäristön tilaa käsittelevän arvioinnin vuonna 1997. Kattava arviointi osoitti arktisen alueen säilyneen puhtaana maapallon moniin muihin alueisiin verrattuna. Raportti kuitenkin kiistatta todisti saasteiden kulkeutuvan arktiselle alueelle ja alueen olosuhteista johtuen haitta-aineiden kertyvän siellä ravintoverkkoihin ja rikastuvan ravintoketjujen huipulla oleviin eläimiin, myös ihmiseen.</p> <p>Vuonna 2002 AMAP julkaisi toisen arviointinsa arktisen ympäristön tilasta ja tilan kehittymisestä. Tämä julkaisu esittää viimeisimmät tutkimustulokset Lapin ympäristön tilasta verrattuna koko sirkumpolaarisen arktisen alueen ympäristön tilaan. Raskasmetallien ja pysyvien orgaanisten yhdisteiden tason, ympäristön radioaktiivisuuden ja ilmaston muutoksen lisäksi julkaisussa esitetään arvio ihmisen terveyden ja ympäristön tilan välisestä suhteesta.</p> <p>Kansainvälisen AMAP-työryhmän päätöksentekijöille suuntaamat johtopäätökset ja suositukset AMAP-arvioinnin päätuloksista ja tarvittavista toimenpiteistä on toimitettu suomeksi ja liitetty tämän julkaisun toiseksi osaksi.</p>	
Asiasanat	Arktinen alue, ympäristön tila, raskasmetallit, ympäristömyrkyt, radioaktiivisuus, otsoni, ilmastomuutokset, ihminen, terveys, Lappi	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 581	
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu	
Projekti-hankkeen nimi ja projektin numero		
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Ympäristöministeriö	
Projekti-ryhmään kuuluvat organisaatiot	<p>Ympäristöministeriö, Suomen ympäristökeskus, Lapin ympäristökeskus, Lapin lääninhallitus, Ilmatieteen laitos, Säteilyturvakeskus, Geologian tutkimuskeskus, Metsäntutkimuslaitos, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Eläinlääkintä- ja elintarviketutkimuslaitos, Merentutkimuslaitos, Suomen Saamelaiskäräjät</p>	
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1231-X (nid), 952-11-1232-8 (PDF)
	Sivuja 139	Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 10 euroa
Julkaisun myynti/ jakaja	Lapin ympäristökeskus PL 8060, 96101 Rovaniemi puhelin (016) 329 4111, fax (016) 310 340	Edita Prima Oy, Helsinki Julkaisumyynti puh. 020 450 05, fax 020 450 2380
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö	
Painopaikka ja -aika	Oy Sevenprint Ltd, Rovaniemi 2002	

Presentationssblad

Utgivare	Lapplands miljöcentral	Datum September 2002						
Författare	Outi Mähönen (red.)							
Publikationens titel	AMAP II – Miljöns tillstånd och människors hälsa i Lappland							
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt								
Sammandrag	<p>Programmet för övervakning och utvärdering av miljön i arktiska områden (Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP) är en av Arktiska rådets fyra miljöprogram. Programmets uppgift är att följa och utvärdera nivån på de föroreningar som har sitt ursprung utifrån människors aktiviteter samt dess effekter på den arktiska miljön i alla dess delar inklusive människan.</p> <p>AMAP publicerade sin första utvärdering som behandlade den arktiska miljön år 1997. Den brett täckande utvärderingen visade att den arktiska miljön förblivit ren jämfört med många andra områden i världen. Rapporten visade dock otvetydigt att föroreningar transporteras till de arktiska områdena och beroende på förhållandena i området samlas skadliga ämnen i näringsnätverken och anrikas i djur som befinner sig i toppen av näringskedjorna, även i människor.</p> <p>År 2002 publicerade AMAP sin andra utvärdering av den arktiska miljöns tillstånd och dess utvecklingen. Denna publikation presenterar de senaste forskningsresultaten gällande miljöns tillstånd i Lappland jämfört med miljöns tillstånd i hela det cirkumpolära arktiska området. Förutom nivån av tungmetaller och bestående organiska föreningar, förändringar i miljöns radioaktivitet och klimat redovisas dessutom i publikationen en bedömning om förhållandet mellan människors hälsa och miljöns tillstånd.</p> <p>Slutsatser och rekommendationer riktade till beslutsfattarna i den internationella AMAP-arbetsgruppen gällande AMAP-utvärderingens huvudresultat och nödvändiga åtgärder har överlämnats på finska och bifogats till denna publikation som en andra del.</p>							
Nyckelord	Arktiska områden, miljöns tillstånd, tungmetaller, miljögifter, radioaktivitet, ozon, klimatförändringar, människan, hälsa, Lappland							
Publikationsserie och nummer	Finlands miljö 581							
Publikationens tema	Miljövård							
Projektets namn och nummer								
Finansiär/ uppdragsgivare	Miljöministeriet							
Organisationer i projektgruppen	<p>Miljöministeriet, Finlands miljöcentral, Lapplands miljöcentral, Länsstyrelsen i Lapplands län, Meteorologiska institutet, Strålsäkerhetscentralen, Geologiska forskningscentralen, Skogsforskningsinstitutet, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Forskningsanstalten för veterinärmedicin och livsmedel, Havsforskningsinstitutet, Same-</p> <table><tr><td>ISSN 1238-7312</td><td>ISBN 952-11-1231-X (nid.), 952-11-1232-8 (PDF)</td></tr><tr><td>Sidantal 139</td><td>Språk Finska</td></tr><tr><td>Offentlighet och andra villkor Offentlig</td><td>Pris 10 eur</td></tr></table>		ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1231-X (nid.), 952-11-1232-8 (PDF)	Sidantal 139	Språk Finska	Offentlighet och andra villkor Offentlig	Pris 10 eur
ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1231-X (nid.), 952-11-1232-8 (PDF)							
Sidantal 139	Språk Finska							
Offentlighet och andra villkor Offentlig	Pris 10 eur							
Beställningar/ distribution	Lapplands miljöcentral PL 8060, 96101 Rovaniemi tel. 016-329 4111, fax 016-310 340	Edita Prima Oy, Helsinki Julkaisumyynti tel. 020 450 05, fax 020 450 2380						
Förläggare	Miljöministeriet							
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Oy Sevenprint Ltd, Rovaniemi 2002							

Documentation page

Publisher	Lapland Regional Environment centre	Date September 2002
Author(s)	Outi Mähönen (ed.)	
Title of publication	AMAP II- State of the environment and human health in Finnish Lapland	
Parts of publication/ other project publications		
Abstract	<p>The Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) is one of the Arctic Council's four environmental programmes. The task of AMAP is to monitor and assess the levels and effects of anthropogenic pollutants in all components of the Arctic environment, including the human population.</p> <p>AMAP published its first report on the state of the Arctic environment in 1997. The main conclusion of this comprehensive assessment was that the Arctic region has remained relatively unpolluted compared to other regions of the world. However, the report also clearly demonstrated that pollutants are being carried into the Arctic and that, as a result of the unique conditions in Arctic regions, pollutants are passing into the food webs and accumulating in animals at the top of the food chain, including the human population.</p> <p>In 2002 AMAP published its second report on the state and trends in the Arctic environment. This publication presents the most recent research results on the state of the environment in Finnish Lapland in relation to the whole circumpolar region. In addition to the levels of heavy metals and persistent organic pollutants (POPs), radioactivity in the environment, and climate change, an assessment of the interactions between human health and the state of the environment is also presented.</p> <p>The conclusions and recommendations of the international AMAP Working Group concerning the main results of the assessment report, as well the measures required to address these problems, have been translated into Finnish and form the second part of this publication.</p>	
Keywords	Arctic regions, state of the environment, heavy metals, persistent organic pollutants, radioactivity, ozone, climate change, man, health	
Publication series and number	The Finnish Environment 581	
Theme of publication	Environmental protection	
Project name and number, if any		
Financier/ commissioner	Ministry of the Environment, Finland	
Project organization	Ministry of the Environment, Finnish Environment Institute, Lapland Regional Environment Centre, Provincial Government of Lapland, Finnish Meteorological Institute, Radiation and Nuclear Safety Authority, Geological Survey of Finland, Finnish Forest Research Institute, Finnish Game and Fisheries Research Institute, National Veterinary and Food Research Institute, Finnish Institute of Marine Research, Finnish Sami Parliament	
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1231-X (nid.), 952-11-1232-8 (PDF)
	No. of pages 139	Language Finnish
	Restrictions Public	Price 10 eur.
For sale at/ distributor	Lapin ympäristökeskus PL 8060, 96101 Rovaniemi, tel. (016) 329 4111, fax (016) 310 340	Edita Prima Oy, Helsinki Julkaisumyynti tel. 020 450 05, fax 020 450 2380
Financier of publication	Ministry of the Environment, Finland	
Printing place and year	Oy Sevenprint Ltd, Rovaniemi 2002	

Sisdeallosiidu

Almmustahtti	Lappi birasguovddáš	Almmustahttináigi Čakčamánnu 2002
Dahkki(t)	Outi Mähönen (doaimm.)	
Prentosa namma	ÁVÁPII - Lappi birrasa dilli ja olbmo dearvasvuhta	
Prentosa oasit / eará seammá prošeavtta prentosat Čoahkkáigeassu	<p>Árktalaš birrasa čuovvun- ja árvvoštallanprográmma (AMAP) lea okta Árktalaš rádi njealji birasprográmmas. Prográmma bargun lea čuovvut ja árvvoštallat olbmo doaimmas boahhti bázasahaid meari ja váikkusahaid árktalaš birrasa buot osiin, fárus maiddá olmmoš.</p> <p>AMAP almmustahtii vuosttas árktalaš birrasa dili gieđahalli árvvoštallama jagis 1997. Viiddis árvvoštallan čájehii árktalaš guovllu leat seilon eatnanspáppa mángga eará guovlluid ektui buhtisin. Raporta goitotge áibbas čielgasit duodástii bázasahaid johtit árktalaš guvlui ja guovllu iešvuodaid dihte mirkkoávdnasat čoggojit doppe biebmogollosiidda ja čoahkkanit biebmogollosiid alimussan leahkki ealliide, maiddá olbmui.</p> <p>J. 2002 AMAP almmustahtii nuppi árvvoštallama árktalaš birrasa dilis ja dili ovdáneamis. Dát preanttus ovdanbuktá manimus dutkanbohtosiid Lappi birrasa dilis veardidettiin olles sirkumpoláralaš árktalaš guovllu birrasa dillái. Lossametállaide ja bissovaš orgánalaš ovtastusaid dási, birrasa radioaktiivavuoda ja dálkkádaga nuppástusa lassin prentosis ovdanbuktojuvvo árvvoštallan olbmo dearvasvuoda ja birrasa dili gaskasaš oktavuodas.</p> <p>Riikkaidgaskasaš AMAP - bargujoavkku mearrádusdahkkiide siktejuvvo jurddabohtosat ja ávžžuhusat AMAP - árvvoštallama váldobohtosiin ja dárbbášlaš doaimmain leat doaimmahuvvon suomagillii ja laktojuvvo dán prentosa nubbin oassin.</p>	
Guovddášáššit	Árktalaš guovlu, birrasa dilli, lossametállaide, birasmirkkot, radioaktiivavuhta, otsona, dálkkádatnuppástusat, olmmoš, dearvasvuhta, Lappi	
Prentosa namma ja nummir	Suoma biras 581	
Prentosa temá	Birassuodjaleapmi	
Prošeaktabarggu namma ja nummir		
Ruhtadeaddji/ doaibmaaddi	Birasministeriija	
Prošeaktajovkui gullevaš organisašuvnnat	Birasministeriija, Suoma birasguovddáš, Lappi birasguovddáš, Lappi leanaráddehus, Dálkedihtagá lágádus, Suonjardandorvoguovddáš, Geologiija dutkanguovddáš, Meahcidutkanlágádus, Meahci fuoddo- ja guolledoalu dutkanlágádus, Šibtdálkkodan- ja eallindárbbášdutkanlágádus, Mearadutkanlágádus, Suoma Sámediggi	
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1231-X (nid), 952-11-1232-8 (PDF)
	Siidut 139	Giella Suomagiella
	Luhtolašvuhta Almmolaš	Haddi 10 eur
Prentosa vuovdin / juohkki	Lappi birasguovddáš PL 8060, 96101 Roavvenjárga telefon (016) 329 4111, fáksa (016) 310 340	Edita Prima Oy, Helsinki Julkaisumyynti tel. 020 450 05, fax 020 450 2380
Prentosa goasttedeadji	Birasministeriija	
Prentenbáiki ja áigi	Oy Sevenprint Ltd, Roavvenjárga 2002	



AMAP II - Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys

Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma (Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP) seuraa ja arvioi ihmisen toiminnasta aiheutuvien saasteiden tasoa ja vaikutuksia arktisen ympäristön kaikilla osa-alueilla, mukaan lukien ihminen.

AMAP on yksi Arktisen neuvoston ympäristöohjelmista ja Suomen Arktisen neuvoston puheenjohtajuuskauden (2000 - 2002) päätteeksi AMAP julkaisi toisen arvioinnin arktisen alueen ympäristön tilasta ja siihen vaikuttavista tekijöistä.

Tämä julkaisu on katsaus Suomen pohjoisten alueiden ympäristön tilaan ja ihmisen terveyteen kansallisten tutkimusten perusteella. Lapista mitattuja tuloksia on verrattu sekä muun Suomen tuloksiin että uuden AMAP-arvioinnin kuvaamaan koko arktisen alueen ympäristön tilaan. Julkaisussa esitellään Lapin ympäristön nykytila raskasmetallien, pysyvien orgaanisten ympäristömyrkkyjen, radioaktiivisuuden, otsonikadon ja ilmaston muutoksen sekä ihmisen terveyden ja ympäristön tilan välisen suhteen osalta.

Kansainvälisen AMAP-työryhmän erityisesti päätöksentekijöille suuntaamat johtopäätökset ja suositukset on toimitettu suomeksi ja liitetty tämän julkaisun toiseksi osaksi.

ISBN 952-11-1231-X (nid), 952-11-1232 (PDF)

ISSN 1238-7312

Myynti:

Lapin ympäristökeskus, puh. (016) 329 4111,
fax (016) 310 340, e-mail: kirjaamo_lap@ymparisto.fi
Edita Prima Oy, puh. 020 450 05, fax 020 450 2380



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖ MINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT